

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Chemie

Studijní obor: Chemie životního prostředí



Tereza Krmelová

Environmentální účinky radiofarmak obsahujících ^{223}Ra

Environmental Effects of ^{223}Ra Radiopharmaceuticals

Diplomová práce

Doc. Ing. Stanislav Smrček, CSc.

Praha, 2016

Práce je součástí řešení projektu Technologické agentury České republiky č. TA
03010027

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 10.08.2016

Podpis

Název práce: Environmentální účinky radiofarmak obsahujících ^{223}Ra

Autor: Tereza Krmelová

Obor: Chemie životního prostředí

Druh práce: Diplomová

Vedoucí práce: Doc. Ing. Stanislav Smrček, CSc

Abstrakt:

V práci byla studována možnost fytoextrakce nanočástic hydroxyapatitu nebo oxidu titaničitého s navázaným ^{223}Ra kořenovým systémem testovaných rostlinných druhů *Avena sativa* a *Zea mays* jako model fytoimediační technologie. A současně jako zdroj dat k posouzení možného vstupu reziduí radioaktivity a nanomateriálů do potravních řetězců. Zároveň je v práci ověřován experiment s ovlivněním fytoextrakce ^{223}Ra v podobě dusičnanu s přídavkem EDTA, který byl prováděn v práci bakalářské. Tento experiment byl opakován z důvodu, že jeho výsledky byly v rozporu s obvykle popisovaným zlepšením fytoextrakční účinnosti po přidání komplexačního činidla. V práci byla především studována translokace radioaktivního materiálu z kořenů do nadzemní části. Experimentálně byla potvrzena extrakce nanočástic s navázaným ^{223}Ra z roztoku a translokace radioaktivity do nadzemní části rostliny. V případě *Avena sativa* byl záchyt nanočástic hydroxyapatitu s navázaným ^{223}Ra 53 % z toho 88 % aktivity bylo zachyceno v kořenech a 12 % v nadzemní části. Záchyt nanočástic oxidu titaničitého rostlinami *Avena sativa* byl 49 %, z toho 92 % radioaktivity bylo zachyceno v kořenech a 8 % v nadzemní části. V případě rostlin *Zea mays* byl záchyt o něco nižší a translokace byla podobná jako v případě rostlin *Avena sativa*. V experimentech fytoextrakce ^{223}Ra s přídavkem EDTA, které byly opakovány z důvodu uvedeného výše, bylo znovu prokázáno, že v tomto případě přídavek EDTA výrazně snižuje záchyt ^{223}Ra a zároveň výrazně zvyšuje translokaci do nadzemní části.

Title: Environmental Effects of ^{223}Ra Radiopharmaceuticals

Author: Tereza Krmelová

Branch: Environmental chemistry

Type of thesis: Diploma thesis

Advisor: Doc. Ing. Stanislav Smrček, CSc

Abstract:

In thesis was studied the possibility of extracting the nanoparticles of titanium dioxide or hydroxyapatite with bounded ^{223}Ra by root system of tested plant species *Avena sativa* and *Zea mays* as a model for phytoremediation technologies. The thesis obtains data to assess the potential of residues radioactivity and nanomaterials entering the food chain. There was also verified an experiment of ^{223}Ra phytoextraction, in the form of nitrate, in effects on addition of EDTA, which was conducted in Bachelor thesis. This experiment was repeated because of its results, which were inconsistent with generally described phytoextraction efficiency improvements after adding the complexing agents. In this work was primary studied translocation of radioactive material from the root to shoot. Experimentally was confirmed the extraction of nanoparticles with bounded ^{223}Ra and translocation into shoot. In the case of *Avena sativa*, capturing of nanoparticles hydroxyapatite with bounded ^{223}Ra was 53 % of which 88 % of activity was recovered in roots and 12 % in shoots. Capturing nanoparticles of titanium dioxide with bounded ^{223}Ra to plants *Avena sativa* was 49 % of which 92 % of radioactivity were detected in roots and 8 % in shoots. In experiments with plants *Zea mays* plants capturing was slightly lower and translocation was similar as in experiments with plants *Avena Sativa*. In experiments of ^{223}Ra phytoextraction with EDTA, which were repeated for the reason described above, it was again shown, that in this case the addition of EDTA significantly reduced capture ^{223}Ra and greatly increase translocation to the shoot.

1	ÚVOD	8
2	CÍL PRÁCE	9
3	TEORETICKÁ ČÁST	10
3.1	NOVÉ SMĚRY V RADIOFARMACII.....	10
3.2	RADIOAKTIVITA A IONIZUJÍCÍ ZÁŘENÍ V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ	11
3.2.1	PŘÍRODNÍ RADIONUKLIDY S DLOUHÝM POLOČASEM ROZPADU	16
3.3	RADIOFARMAKA	19
3.3.1	DEFINICE RADIOFARMAK	19
3.3.2	ROZDĚLENÍ RADIOFARMAK PODLE LÉKOVÉ FORMY	20
3.3.2.1	Parenterální podání radiofarmaka	20
3.3.2.2	Perorální podání radiofarmaka	21
3.3.2.3	Inhalační podání radiofarmaka	21
3.3.3	ROZDĚLENÍ RADIOFARMAK PODLE PŘÍPRAVY	21
3.3.3.1	Radionuklidy připravené v reaktoru.....	21
3.3.3.2	Radionuklidy z generátorů	22
3.3.3.3	Radionuklidy z cyklotronů	23
3.3.4	ROZDĚLENÍ RADIOFARMAK PODLE ÚČELU	23
3.3.4.1	Diagnostická radiofarmaka	24
3.3.4.2	Terapeutická radiofarmaka.....	24
3.3.5	PŘÍKLADY NĚKTERÝCH RADIOFARMAK	25
3.4	FYTOREMEDIACE	27
3.4.1	PŘÍJEM NANOČÁSTIC ROSTLINOU	28
3.5	PRINCIP MĚŘÍCÍCH PŘÍSTROJŮ	29
3.5.1	SCINTILAČNÍ DETEKTOR	29
3.5.1.1	Scintilátory	30
3.5.1.2	Fotokatoda	31
3.5.1.3	Dynody	31
3.5.2	INSTANT IMAGER.....	33

4	EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST	35
4.1	POUŽITÝ MATERIÁL, CHEMIKÁLIE, PŘÍSTROJE A METODY	35
4.1.1	CHEMIKÁLIE	35
4.1.2	ROSTLINNÝ MATERIÁL	35
4.1.3	PŘÍSTROJE	35
4.2	PŘÍPRAVA <i>IN VITRO</i> KULTUR	35
4.2.1	STERILIZACE SEMEN	35
4.2.1.1	STERILIZACE SEMEN KUKUŘICE SETÉ	35
4.2.1.2	STERILIZACE SEMEN OVSA SETÉHO	36
4.2.2	INICIACE ROSTLINNÝCH KULTUR	36
4.2.2.1	Kukuřice setá	36
4.2.2.2	Oves setý	36
4.2.3	KULTIVACE ROSTLIN	36
4.3	FYTOEXTRAKCE VZORKŮ	37
5	VÝSLEDKY A DISKUSE	38
5.1	EXPERIMENTY S KUKUŘICÍ SETOU (<i>ZE A MAYS</i>)	39
5.1.1	EXPERIMENTY S NANOČÁSTICEMI HYDROXYAPATITU (HA)/ ²²³ Ra	39
5.1.1.1	Experiment 1	39
5.1.1.2	Experiment 2	43
5.1.2	EXPERIMENTY S NANOČÁSTICEMI OXIDU TITANIČITÉHO/ ²²³ Ra	47
5.1.2.1	Experiment 1	47
5.1.2.2	Experiment 2	49
5.1.3	EXPERIMENT S ²²³ Ra ²⁺ S PŘÍDAVKEM EDTA	53
5.1.4	SOUHRN VÝSLEDKŮ PRO KUKUŘICÍ SETOU	56
5.1.4.1	S nanočásticemi hydroxyapatitu	56
5.1.4.2	S nanočásticemi oxidu titaničitého	56
5.1.4.3	s ²²³ Ra ²⁺ s přídatkem EDTA	56
5.2	EXPERIMENTY S OVSEM SETÝM (<i>AVENA SATIVA</i>)	57
5.2.1	EXPERIMENT S NANOČÁSTICEMI HYDROXYAPATITU (HA)/ ²²³ Ra	57
5.2.2	EXPERIMENTY S NANOČÁSTICEMI OXIDU TITANIČITÉHO/ ²²³ Ra	61
5.2.3	EXPERIMENT S ²²³ Ra ²⁺ S PŘÍDAVKEM EDTA	68

5.2.4	SOUHRN VÝSLEDKŮ PRO OVES SETÝ	71
5.2.4.1	S nanočásticemi hydroxyapatitu/ ^{223}Ra	71
5.2.4.2	S nanočásticemi oxidu titaničitého/ ^{223}Ra	71
5.2.4.3	s $^{223}\text{Ra}^{2+}$ s přídavkem EDTA.....	71
5.3	DISKUSE	72
6	<u>ZÁVĚR.....</u>	<u>75</u>
7	<u>LITERATURA.....</u>	<u>77</u>
8	<u>SEZNAM OBRÁZKŮ.....</u>	<u>80</u>
9	<u>SEZNAM TABULEK.....</u>	<u>81</u>
10	<u>SEZNAM ROVNIC.....</u>	<u>83</u>
11	<u>SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK.....</u>	<u>84</u>

1 Úvod

Do ekosystému se díky neustálému rozvíjejícímu životnímu komfortu lidské populace dostává mnoho cizorodých látek, které jsou odborně definovaná jako xenobiotika. Xenobiotika jsou definována jako látky, které nejsou vytvářeny přírodními procesy. Jsou to většinou látky lipofilní, které jsou v ekosystému často transformovány na látky hydrofilní. Také jsou velice obtížně rozložitelné, nebo rozložitelné, ale s kontinuálním vstupem do životního prostředí. Jedná se většinou o pesticidy, chlorovaná rozpouštědla, látky obsahující těžké kovy a v neposlední řadě i léčiva a jejich metabolity. Léčiva po podání působí v organismu, kde se buď metabolizují, nebo se eliminují v nezměněné formě. Po vyloučení kontaminují odpadní vody, odkud kontaminace přejde do povrchových vod, vzhledem k tomu, že čistírny odpadních vod (ČOV) nedokáží většinu sloučenin tohoto typu účinně odstranit, v některých případech se farmaka v ČOV aktivují. Proto můžeme najít stopy farmak v povrchových vodách odkud se šíří do potravního řetězce živočichů. Stopy těchto substancí můžeme najít i v pitné vodě, protože povrchová voda se používá k přípravě této vody a vodárenské technologie nejsou tak dokonalé, aby kompletně odstranily tyto látky. Díky tomu sílí snahy o nalezení způsobu odstranění těchto látek, buď přímo u zdrojů, nebo u výpustí ČOV. Jednou metodou jsou kořenové čistírny. Tam se čistí voda pomocí kořenového systému rostlin. V práci se zabýváme radiofarmaky, která jsou zdrojem prakticky nekontrolovatelné kontaminace odpadních vod použitými radionuklidy. Studie je zaměřena na radionuklid ^{223}Ra , které je součástí využívaného radiofarmaka Xofigo. ^{223}Ra je především alfa zářič, tedy po aplikaci do těla pacienta, radioaktivní záření nezasáhne okolní tkáň a působí pouze v místě aplikace. Z uvedeného důvodu se uvažuje o dalších látkách s ^{223}Ra a zvýšení jeho využití. Vzhledem k rozmachu alfa terapie je proto nutné hodnotit i možnost kontaminace ekosystému a možnosti dočišťování odpadních vod z výpustí pracovišť nukleární medicíny. Našimi testovanými vzorky byly nanočástice hydroxyapatitu s navázaným ^{223}Ra a nanočástice oxidu titaničitého s navázaným ^{223}Ra . Práce je součástí řešení projektu TAČR03010027.

2 Cíl práce

Práce je zaměřena na získání základních údajů k vyhodnocení environmentálního působení ^{223}Ra použitého v radiofarmaceutických přípravcích a zahrnuje:

- 1) Studium záchytu nanočástic hydroxyapatitu s navázaným ^{223}Ra , nebo nanočástic oxidu titaničitého s navázaným ^{223}Ra kořenovým systémem rostlin v modelovém *in vitro* uspořádání (*Zea mays*, *Avena sativa*).
- 2) Studium záchytu kationtu ^{223}Ra kořenovým systémem rostlin v modelovém *in vitro* uspořádání (*Zea mays*, *Avena sativa*). A ovlivnění translokace přidavkem EDTA, jako ověření výsledků z předchozí práce.
- 3) Vyhodnocení translokace kontaminantu z kořenové do nadzemní části metodou elektronické autoradiografie.
- 4) Vyhodnocení možnosti fytoextrakce a kontaminace potravních řetězců.

3 Teoretická část

3.1 Nové směry v radiofarmacii

V posledních letech jsme svědky dramatického nárůstu ve vývoji radiofarmak. Kromě zlepšování vlastností radiofarmak využívající klasické radionuklidy se objevuje řada nových nuklidů, které jsou výhodnější jak z hlediska charakteristik emitovaného záření, tak i z hlediska možnosti cílené terapie. Velmi atraktivní je z tohoto hlediska tzv. alfa terapie, která využívá téměř kontaktního styku radiofarmak s cílovým karcinomem, přičemž záchyt alfa částic je specifický z hlediska jejich krátkého doletu ve tkáních a terapie tak působí prakticky lokálně. Jedním z nově navržených nuklidů je ^{223}Ra jehož příprava a studium vlastností jsou cílem projektu TAČR. Součástí navržených studií je rovněž vyhodnocení environmentálních dopadů využití takovýchto radiofarmak.

Projekt je nazván: Recyklace ^{226}Ra a nové technologie využívající ^{227}Ac (TA03010027). Cílem projektu je výzkum a vývoj technologií pro přepracování, recyklaci a hospodárné využití zářičů obsahujících ^{226}Ra . ^{226}Ra je přírodní radionuklid uran-radiové rozpadové řady a má poločas 1600 let. Projekt se dále zabývá zhodnocením historických zásob zářičů obsahujících ^{226}Ra v jaderném reaktoru a následnou výrobou radionuklidů s lepšími fyzikálně-chemickými vlastnostmi, včetně ověření kvality pro finální použití a aplikace. Mezi tyto radionuklidy patří zejména ^{227}Ac a ^{223}Ra .

Nejdříve bude vyvinuto plynotěsné ozařovací pouzdro, které bude posléze ozařováno. Ozařováním vzniknou převážně radionuklidy s kratším poločasem rozpadu, který je kratší o několik řádů (^{227}Ac $T_{1/2}=21,7$ let, ^{228}Th $T_{1/2}=1,911$ let ^{223}Ra $T_{1/2}=11,4$ dne). Tak dojde ke zvýšení radiační bezpečnosti a částečně i k eliminaci ekologické zátěže, která je spjata s problémem trvalého uložení jaderného odpadu obsahujícího ^{226}Ra .

Vyrobené radionuklidy se dále mohou využít v mnoha odvětvích. Jedním příkladem je nukleární medicína, kde se používá ^{223}Ra pro účinnou a cílenou radioterapii kostních metastáz. ^{223}Ra se vyrábí pomocí radionuklidového generátoru $^{227}\text{Ac}/^{223}\text{Ra}$, který je předmětem výzkumu a vývoje tohoto projektu, ale i jako zdroje ionizujícího záření pro konstrukci radionuklidových baterií s ^{227}Ac pro speciální

aplikace, jako je kosmický průmysl a vojenství. Tyto baterie jsou z hlediska radiační ochrany bezpečnější a výkonnější než průmyslové a laboratorní neutronové zdroje AcBe.

K aplikaci v nukleární medicíně jsou zkoumány cílené nosiče ^{223}Ra , ale i ^{223}Ra samotné ve formě dusičnanu. Je zkoumána jejich biologická aktivita na zvířecích modelech.

Dále je zkoumán možný dopad zkoumaného radionuklidu ^{223}Ra na životní prostředí pomocí modelových fytoimediačních experimentů. Zkoumána je možnost zachytu a translokace radionuklidu v rostlinách. Výsledky pak mohou být využity při uvolňování radionuklidů do životního prostředí, zejména při havarijních situacích. [1]

3.2 Radioaktivita a ionizující záření v životním prostředí

Výskyt radionuklidů v životním prostředí se dělí na dva typy. Jedná se buď o přírodní radionuklidy, nebo ty které jsou vytvořeny člověkem. 79% radiace, kterou člověk absorbuje, pochází z přírodních zdrojů, 19 % ze zdravotnictví a zbývajících 2% pochází z testování jaderných zbraní a nukleárního průmyslu, zahrnující i havárie jaderných elektráren. Umělé zdroje ionizujícího záření se staly nedílnou součástí lidských činností jako je výroba elektrické energie a lékařství. Oproti přírodnímu ozáření jsou ozáření z umělého zdroje zasaženy pouze malé skupiny lidí. Těmito skupinami jsou zaměstnanci jaderných elektráren, obyvatelé žijící u jaderných elektráren, zdravotničtí pracovníci a pacienti, kteří využívají rentgenovou diagnostiku, případně léčebné a diagnostické metody nukleární medicíny. Další skupinou jsou pracovníci továren na výrobu plutonia, obohaceného uranu, radioaktivních izotopů a značených sloučenin, obsluhy zdrojů ionizujícího záření, jaderných reaktorů a urychlovačů a osoby, které využívají radioaktivní látky a zdroje ionizujícího záření v praxi, výzkumu a výuce. Tyto skupiny jsou souhrnně označovány jako kritická skupina obyvatel.

Zpráva výboru OSN pro účinky ionizujícího záření (UNSCEAR) z roku 1993 shrnuje průměrné celosvětové roční ekvivalentní dávky, které v člověku způsobují jednotlivé přírodní a umělé radionuklidy. **Chyba! Chybný odkaz na záložku.** popisuje dávky ionizujícího záření z jednotlivých zdrojů. Celkový roční průměrný příkon

ekvivalentní dávky ze všech přírodních zdrojů je přibližně 2,4 mSv. To znamená, že příkon ekvivalentní dávky je 270 nSv.hod⁻¹. **Chyba! Chybný odkaz na záložku.** také popisuje, jak se různé zdroje ionizujícího záření podílí na celkovém ozáření člověka. Z uvedených dat jsou zřejmé dvě věci. První je, že jde o malé dávky záření, pokud tedy dávka vyvolá nějaký účinek, jedná se pak o účinek stochastický (pozdní, náhodný) s dlouhou dobou latence. Druhá je že, průměrná dávka z umělých zdrojů ionizujícího záření je podstatně menší než je dávka ze zdrojů přírodních. Navíc dávka z umělých zdrojů pochází převážně z lékařských aplikací a radiofarmak [2].

Tabulka 1 - Ozáření člověka z přírodních a umělých zdrojů ionizujícího záření [1]

Zdroj záření	H (μSv.rok ⁻¹)	Podíl (%)
Kosmické záření	380	12,5
Kosmogenní radionuklidy	12	0,4
Přírodní radionuklidy – zevní ozáření ^a	460	15
Přírodní radionuklidy – vnitřní ozáření ^a	230	7,5
Radon a produkty jeho přeměny	1300	43,1
Těžební průmysl ^b	24	0,75
Jaderná energetika ^c	8	0,2
Výroba radionuklidů	0,8	0,02
Radioaktivní spotřební produkty	0,4	0,01
Lékařské aplikace	660	20,6

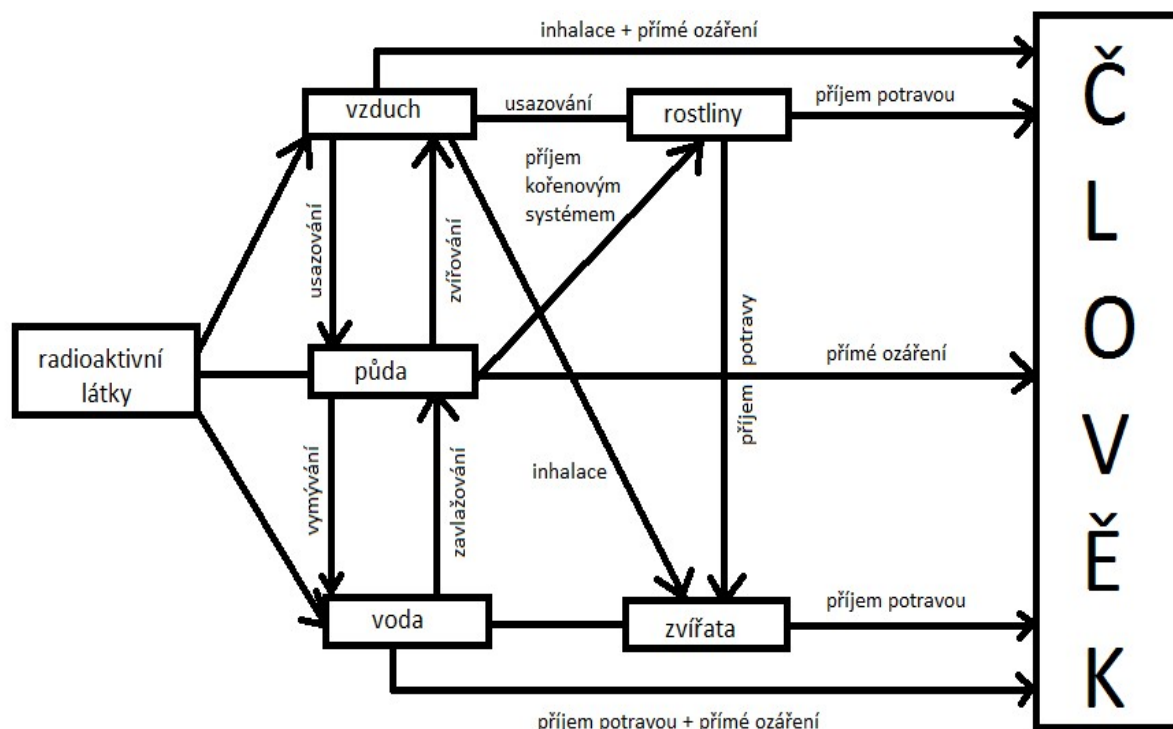
a – Mimo radon a produkty jeho přeměny

b – Radon a produkty jeho přeměny z těžby a spalování fosilních paliv a z těžby a zpracování fosfátových hnojiv

c – Nezahrnuje ozáření v případě havárií

Do lidského organismu se radionuklidy dostávají zpravidla inhalací nebo ingescí. Inhalací se do těla dostávají plynné radioaktivní látky (zpravidla Radon) a radioaktivní aerosoly. Plynné radioaktivní látky nejsou jen již zmiňovaný ²²²Rn ale v životním prostředí se vyskytují izotopy vzácných plynů, izotopy vodíku a uhlíku (vodní pára (¹H³HO), oxid uhličitý (¹⁴CO₂)), případně některé chemické formy radioaktivních izotopů jodu. Radioaktivními aerosoly se rozumí malé prachové částice (10-1μm) na kterých jsou zachyceny radioaktivní nuklidy. Do lidské potravy se radionuklidy

dostávají z rostlin a živočichů. Obrázek 1 popisuje možnosti ozáření člověka z hlediska vnitřního i vnějšího ozáření.



Obrázek 1 - Možnosti ozáření člověka z hlediska vnitřního i vnějšího ozáření [3]

Radioaktivita, která se nachází v rostlinách, pochází především z půdy, ale usazování radionuklidů v nadzemní části, je významné, jen v případě havárií jaderných zařízení. v dřívějších dobách docházelo také k atmosférickým testům jaderných zbraní, z toho také vyplynulo nemalé znečištění životního prostředí. Velikost příjmu radioaktivních látek z půdy závisí na hloubce kořenového systému, vlastnostech půdy, chemické formě radionuklidů a jejich fyziologickém chování v rostlině. Rostliny nerozlišují mezi radioaktivními a neaktivními ionty prvků, proto jsou ionty $^{40}\text{K}^+$ přijímány stejně jako neaktivní draselné ionty [8]. Rostliny také příliš nerozlišují chemicky podobné ionty proto ionty $^{90}\text{Sr}^{2+}$ jsou přijímány jako Ca^{2+} , $^{226}\text{Ra}^{2+}$ jako Ba^{2+} a $^{137}\text{Cs}^+$ podobně jako K^+ [3]. Některé rostliny mají také schopnost ve svém těle radionuklidy akumulovat. Potom může být měrná aktivita rostlinné hmoty (Bq.kg^{-1}) mnohem vyšší než měrná aktivita půdní vody (Bq.l^{-1}) v okolí rostliny. Podobné je to i u živočichů. Někteří živočichové akumulují radioaktivní nuklidy z rostlin a vody. Tato skutečnost se vyjadřuje jako tzv. bioakumulační faktor, který vyjadřuje poměr příslušných měrných aktivit [5]

Přírodní radionuklidy (^{40}K , ^{14}C , ^{226}Ra) jsou v lidském organismu přítomny ve stálé koncentraci, jelikož se v organismu ustanovila rovnováha mezi příjmem a eliminací (vyučováním). Pokud dojde k jednorázovému příjmu, který je většinou zapříčiněn při neopatrném zacházení s radioaktivními látkami, dojde k narušení této rovnováhy. Zde je podstatné, jak rychle klesá aktivita v organismu. Tento pokles je dán poločasem přeměny radionuklidu (T) a tzv. biologickým poločasem (T_B), který popisuje rychlost metabolického vylučování z organismu. Celkový úbytek radionuklidu je vyjádřen efektivním poločasem (T_{ef}), který definuje Rovnice 1: [5]

Rovnice 1 - Definice efektivního poločasu

$$T_{ef} = \frac{T \cdot T_B}{(T + T_B)}$$

Riziko vnitřního ozáření závisí na fyzikálních vlastnostech radionuklidu, jeho chemické formě a na jeho biochemických a fyziologických vlastnostech, které vyjadřují rychlost a rozsah vstřebávání v trávicím traktu a následné vylučování. Soubor těchto vlastností určuje jeho radiotoxicitu. Z hodnot radiotoxicity v kombinaci s potencionálním rizikem zevního ozáření se pak určuje celkové riziko radionuklidu. Podle celkového rizika se radionuklidy dělí do pěti tříd, z toho nejnebezpečnější jsou radionuklidy v první třídě. [6] **Chyba! Chybný odkaz na záložku.** popisuje rozdělení radionuklidů podle radiotoxicity a potenciálního ohrožení zevním ozářením.

Tabulka 2 - Rozdělení radionuklidů podle celkového rizika radionuklidu

Třída	Nuklidy
1	^{60}Co , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{239}Pu , ^{241}Am
2	^{59}Fe , ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{210}Po
3	^{123}I , ^{125}I , ^{144}Ce
4	^{14}C , ^{32}P , ^{89}Sr , ^{90}Y , ^{99}Tc
5	^3H , ^{45}Ca , ^{147}Pm

Ozáření obyvatelstva z umělých zdrojů je za normálních okolností velmi nízké (viz. Výskyt radionuklidů v životním prostředí se dělí na dva typy. Jedná se buď o přírodní radionuklidy, nebo ty které jsou vytvořeny člověkem. 79% radiace, kterou

člověk absorbuje, pochází z přírodních zdrojů, 19 % ze zdravotnictví a zbývajících 2% pochází z testování jaderných zbraní a nukleárního průmyslu, zahrnující i havárie jaderných elektráren. Umělé zdroje ionizujícího záření se staly nedílnou součástí lidských činností jako je výroba elektrické energie a lékařství. Oproti přírodnímu ozáření jsou ozáření z umělého zdroje zasaženy pouze malé skupiny lidí. Těmito skupinami jsou zaměstnanci jaderných elektráren, obyvatelé žijící u jaderných elektráren, zdravotničtí pracovníci a pacienti, kteří využívají rentgenovou diagnostiku, případně léčebné a diagnostické metody nukleární medicíny. Další skupinou jsou pracovníci továren na výrobu plutonia, obohaceného uranu, radioaktivních izotopů a značených sloučenin, obsluhy zdrojů ionizujícího záření, jaderných reaktorů a urychlovačů a osoby, které využívají radioaktivní látky a zdroje ionizujícího záření v praxi, výzkumu a výuce. Tyto skupiny jsou souhrnně označovány jako kritická skupina obyvatel.

Zpráva výboru OSN pro účinky ionizujícího záření (UNSCEAR) z roku 1993 shrnuje průměrné celosvětové roční ekvivalentní dávky, které v člověku způsobují jednotlivé přírodní a umělé radionuklidy. **Chyba! Chybný odkaz na záložku.** popisuje dávky ionizujícího záření z jednotlivých zdrojů. Celkový roční průměrný příkon ekvivalentní dávky ze všech přírodních zdrojů je přibližně 2,4 mSv. To znamená, že příkon ekvivalentní dávky je 270 nSv.hod⁻¹. **Chyba! Chybný odkaz na záložku.** také popisuje, jak se různé zdroje ionizujícího záření podílí na celkovém ozáření člověka. Z uvedených dat jsou zřejmé dvě věci. První je, že jde o malé dávky záření, pokud tedy dávka vyvolá nějaký účinek, jedná se pak o účinek stochastický (pozdní, náhodný) s dlouhou dobou latence. Druhá je že, průměrná dávka z umělých zdrojů ionizujícího záření je podstatně menší než je dávka ze zdrojů přírodních. Navíc dávka z umělých zdrojů pochází převážně z lékařských aplikací a radiofarmak [2].

Tabulka 1). Přesto v mnoha zemích existují legislativní normy, které stanovují principy radiační ochrany. Jejich cílem je nejvíce omezit ozáření obyvatelstva z umělých zdrojů. Tyto normy vycházejí z doporučení mezinárodní komise pro ochranu před zářením a určují limity ozáření, a jejich překročení je nepřípustné. Tyto limity musí dodržovat provozovatelé umělých zdrojů ionizujícího záření, včetně jaderných elektráren, a musí vést provoz tak, aby limity nebyly překročeny. V ČR je stanoven základní limit pro

obyvatelstvo, který stanovuje, že součet efektivních dávek ze zevního a vnitřního ozáření nesmí přesáhnout hodnotu 1 mSv za kalendářní rok. Do této hodnoty se nezapočítávají dávky z lékařského ozáření. Pro osoby, které pracují se zdroji ionizujícího záření, je limit (základní limit pro pracovníky se zdroji záření) vyšší. Tento limit stanoví, že součet efektivních dávek nesmí být vyšší než 50 mSv za kalendářní rok a zároveň součet dávek pěti po sobě jdoucích kalendářních roků nesmí přesáhnout 100 mSv. [7]

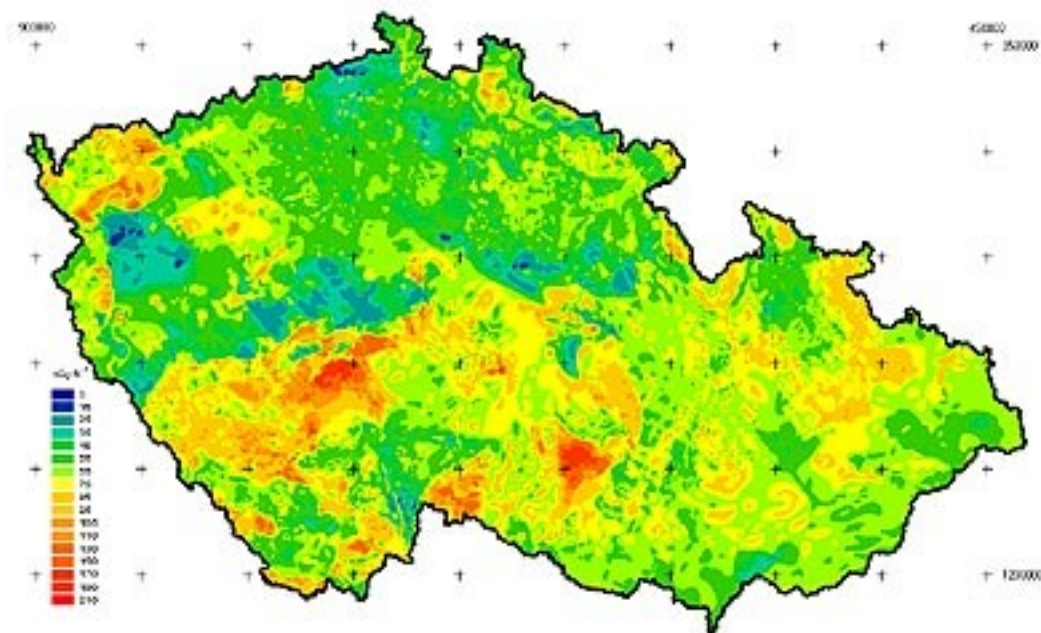
3.2.1 Přírodní radionuklidy s dlouhým poločasem rozpadu

Zemská kůra obsahuje asi třicet radionuklidů s poločasy většími než 10^9 roku. Ovšem většina z nich, jako např. ^{87}Rb , jsou izotopy s velmi malým zastoupením v zemské kůře a tak jejich vliv na životní prostředí minimální. Významné jsou proto pouze ^{40}K , ^{232}Th a ^{238}U a jejich produkty přeměny.

Draslík patří mezi biogenní prvky a v přírodě je tak velmi rozšířen. Nachází se ve spoustě druhů minerálů a hornin. Jeho přibližný obsah ve vápenci je 0,1%, v žule 3,5% a v břidlicích až 6,5%. Aktivita ^{40}K v zemské kůře vyšší než aktivita všech ostatních přírodních radionuklidů dohromady. Při pohybu v životním prostředí se radioizotop ^{40}K chová stejně jako izotopy ^{39}K a ^{41}K , které jsou stabilní.

Uran a thorium jsou v malých množstvích obsaženy v půdách a horninách, ve větších množstvích se samozřejmě vyskytují v nalezištích uranových a thoriových rud. Thorium je velmi pevně vázáno a snadno se nevyluhuje. Naopak je to u Uranu, ten se snadno oxiduje vzdušným kyslíkem na kation UO_2^{2+} , který je dobře vyluhovatelný vodou, a pokud jsou ve vodě obsaženy ionty CO_3^{2-} a HCO_3^- , tak je jeho potenciál vylouhovat se, ještě vyšší. Do vody pak přechází jako komplex $[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3]^{4-}$ a v této formě se vyskytuje ve všech povrchových a podzemních vodách. Z ekologického hlediska je velmi důležitý radionuklid ^{226}Ra , který je v horninách s ^{238}U v trvalé radionuklidové rovnováze. ^{226}Ra je důležitý zejména proto, že z něj přeměnou α vzniká ^{222}Rn , který je spojen s rizikem výskytu rakoviny plic. Dále pokud se ^{226}Ra dostane do těla ingescí, usazuje se jako kation Ra^{2+} v kostech, kde ozařuje kostní dřeň. Vysoký obsah radia, případně radonu mají minerální a termální vody, které vyvěrají v oblastech, kde jsou horniny obsahující větší množství radia. Nejvyšší obsah radia mají Jáchymovské prameny, které jsou používány k léčebným účelům.

Produkty přeměny uranu a thoria a nuklid ^{40}K se podílejí na zevním i vnitřním ozáření lidského organismu. Zevní ozáření je způsobeno zářením, které radionuklidy emitují z hornin na zemském povrchu nebo těsně pod povrchem. Jde většinou o záření γ , které je emitováno z ^{40}K a některých rozpadových produktů ^{238}U a ^{232}Th . Dávka bývá často vyšší v horských oblastech, protože v žule je více uranu než v ostatních horninách [10]. Obrázek 2 popisuje situaci v ČR.



Obrázek 2 - Dávkový příkon z γ záření zemského povrchu v ČR. Radiační mapa geologického ústavu ČR [9]

Stejný charakter jako záření zemského povrchu má záření ze stavebních materiálů. Stavební materiály totiž obsahují stejné radionuklidy jako zemská kůra, jelikož se vyrábějí z přírodních surovin. Proto jsou lidé vystaveni vlivu záření i v budovách. Celková dávka γ záření záleží na obsahu radionuklidů v použitých výrobních surovinách. Tato dávka je obvykle vyšší, než dávka ze zemské kůry. Pokud uvažujeme průměrnou dobu, kterou člověk stráví vně budov (cca 5 hodin) a uvnitř budov (cca 19 hodin) tak celková dávka γ záření přírodních radionuklidů je z větší části způsobena radioaktivitou stavebních materiálů. Výrazně vyšší ozáření v budovách je zapříčiněno použitím stavebních materiálů, které byly vyrobeny z materiálů obsahujících velké množství radionuklidů. To se stalo i v České republice, kdy se používal k výrobě betonových tvárnic a panelů, elektrárenský popílek a škvára

s vysokým obsahem ^{226}Ra . Nová výstavba tak musí splňovat zákonné limitní hodnoty radioaktivity stavebních materiálů (Tabulka 3), kde se nepoužívá jako směrná hodnota intenzita γ záření, ale hmotnostní aktivita ^{226}Ra , které je zdrojem radonu.

Tabulka 3 - Směrné a limitní hodnoty měrné aktivity ^{226}Ra pro stavení materiály [11]

Stavební materiál	Směrná hodnota Bq.kg^{-1}	Limitní hodnota Bq.kg^{-1}
Písek, štěrk, kamenivo, cihly, cement, vápno, výrobky z betonu výrobky z pálené hlíny	80	150
Stavební kámen, popílek, škvára, obkladačky, dlaždice	120	200

Přírodní radionuklidy působí i vnitřní ozáření, které způsobují zejména radionuklidy ^{40}K a ^{226}Ra , které se do lidského organismu se dostávají z vody a potravy. Měrná aktivita ^{226}Ra v potravinách nepřevyšuje několik desetin Bq.kg^{-1} . Pro omezení vnitřního ozáření z radionuklidů ve vodě stanovuje česká legislativa limitní hodnoty objemové aktivity jednotlivých radionuklidů, které nesmí být v určitém typu vody překročit. (Tabulka 4)

Tabulka 4 - Limitní objemové aktivity přírodních radionuklidů ve vodě [3]

Nuklid	Limitní objemová aktivita (Bq.l ⁻¹)	
	Stolní kojenecká voda	Veřejné vodovody
²¹⁰ Pb	0,30	0,60
²¹⁰ Po	0,06	0,40
²²⁶ Ra	0,20	0,50
²³² Th	0,10	0,50
²³⁸ U	2,50	5,00

Jinou a nezanedbatelnou cestou vstupu přírodních radionuklidů s dlouhým poločasem rozpadu do životního prostředí jsou některé další lidské činnosti. Jsou to hlavně spalování uhlí v elektrárnách a těžba a zpracování fosfátových hnojiv. Velkým problémem v ČR je také uranový průmysl. Těžba a zpracování uranu má v České republice dlouhou tradici, zejména díky tomu, že se u nás vyskytují rudy s vysokým obsahem uranu nejčastěji v českém masivu. V poslední době je v provozu v ČR už jen jeden důl v Rožné, ale těžba bude v něm ukončena na konci roku 2016. [17] Problémem nejsou jen samotné doly, ale i okolí dolů, jako jsou skládky hlušiny a odkaliště. Ne moc veřejně známým problémem v ČR je likvidace jediného uranového dolu, kde se těžil uran pomocí podzemního chemického loužení, ve Stráži pod Ralskem. Zde je znehodnoceno asi 186 milionů m³ podzemních vod na ploše 24 km² nejen radioaktivními ale i neaktivními látkami. Jedná se především o ionty SO₄²⁻, NH₃⁺, Al³⁺, uran a thorium. [8]

3.3 Radiofarmaka

3.3.1 Definice radiofarmak

Radiofarmaka jsou farmaka obsahující radionuklid. Radionuklidem se definuje nuklid, který je nestabilní a samovolně se přeměňuje na jiný nuklid za současné emise záření. Každý radionuklid má svůj poločas přeměny. Radiofarmaka se od ostatních léčiv odlišují právě v přítomnosti radionuklidu, tudíž jsou radioaktivní látkou, která se aplikuje do těla pacienta, buď za účelem diagnostickým, nebo za účelem terapeutickým. V nukleární medicíně se používají radionuklidy, které mají krátký poločas přeměny (snížení radiační zátěže pacienta), především uměle připravené.

Radionuklid je pro aplikaci vázán na nosič, kterým bývá nejčastěji jednoduchá organická látka. Nosič rovněž definuje farmakokinetické vlastnosti podaného radiofarmaka. Radiofarmaka jsou specifikována tím, že mají v čase proměnlivý obsah léčivé látky, protože množství radionuklidu se díky radioaktivní přeměně exponenciálně snižuje. Radiofarmaka se musí připravovat a používat pouze na specializovaných pracovištích nukleární medicíny. [22]

3.3.2 Rozdělení radiofarmak podle lékové formy

Léková forma je konečná podoba léčiva, které je vhodně upraveno vhodným způsobem pro daného pacienta. V praxi to znamená jeho převedení do vhodné lékové formy. Nejobvyklejší podání radiofarmak je parenterální, inhalační a perorální. Připravené radiofarmakum je před podáním několikrát kontrolováno na chemickou čistotu, radionuklidovou čistotu, radiochemickou čistotu, měrnou aktivitu a objemovou aktivitu. Při přípravě je třeba dbát na volbu vhodného nosiče, protože nosič určuje farmakokinetiku a předurčuje jej k účasti v příslušné fyziologické funkci nebo přednostnímu hromadění v daném orgánu. [23]

3.3.2.1 Parenterální podání radiofarmaka

Parenterální podání radiofarmaka je nejpoužívanější metodou. Léky se podávají například intravenózně, subkutánně (podkožně), intralumbálně (do páteřního kanálu). Parenterální radiofarmaka se dělí podle fyzikálního složení na: pravé roztoky, suspenze a koloidní disperze.

Pravé roztoky jsou roztoky vodné, zpravidla izotonické a izoacidní. Obsahují nejen značenou sloučeninu a rozpouštědla, ale i látky upravující osmotický tlak (chlorid sodný) a aktuální aciditu. Někdy se přidávají i další látky jako stabilizátory či konzervanty.

Suspenze obsahují obvykle radioaktivní částice o velikosti 20-50 μm a jsou zpravidla aplikovány intravenózně. Neobsahují stabilizátory částic. Patří sem suspenze lidského albuminu, který se získává jeho tepelnou denaturací značená metastabilním techneciem 99 ($^{99\text{m}}\text{Tc}$). Stále významnější terapeutické injekční suspenze jsou injekce značených krevních elementů a buněk jako jsou autologní erytrocyty značené $^{99\text{m}}\text{Tc}$ a leukocyty nebo trombocyty značené $^{99\text{m}}\text{Tc}$ nebo ^{111}In

Koloidní disperze se nejčastěji stabilizují želatinou a jejich individuální příprava se postupně nahrazuje značením hromadně vyráběných souprav. Nejčastěji se v nukleární medicíně používají koloidy značené ^{99m}Tc pro diagnostické účely. Z krevního řečiště je postupně vychytávají buňky RES (retikuloepiteliální systém), přítomné zejména v játrech, slezině a kostní dřeni. Patří sem disperze anorganických prvků a albuminové mikročástice

3.3.2.2 Perorální podání radiofarmaka

Perorální radiofarmaka jsou většinou roztoky, emulze, ale i pevné látky. Kapalné přípravky mohou obsahovat stabilizační a bakteriostatické přísady. Pevné lékové formy jsou většinou želatinové tobolky.

Perorální vodné roztoky jsou velmi podobné parenterálním roztokům. Mohou obsahovat stabilizátory (thiosíran sodný) a bakteriostatika (benzylalkohol)

Tuhé láky pro perorální aplikaci se podávají většinou v želatinových tobolkách, které mohou být „prázdné“ nebo naplněné indifferenční látkou, která je nosičem radionuklidu. Prázdné tobolky se vyrábí tak, že radiofarmakum se nanese na vnitřní povrch tobolky jako roztok v etanolu, který se následně odpaří. Příkladem je jodid sodný s ^{131}I nebo ^{125}I . Indiferenčními nosiči jsou například bezvodý fosforečnan sodný, laktóza a práškovaná celulóza.

3.3.2.3 Inhalační podání radiofarmaka

Pacient při tomto podání inhaluje přímo radioaktivní plyn, případně dispergované roztoky s obsahem radionuklidu. Nejčastěji se používá inhalace ^{81m}Kr , který se získává elucí proudem vzduchu z generátoru $^{81}\text{Rb}/^{81m}\text{Kr}$ (Obrázek 4).

3.3.3 Rozdělení radiofarmak podle přípravy

Radionuklidy pro radiofarmaka se připravují nejrozličnějšími způsoby. Nejčastějšími způsoby jsou příprava z generátorů a příprava na cyklotronech. Dalším způsobem je výroba radionuklidů v reaktoru. [23]

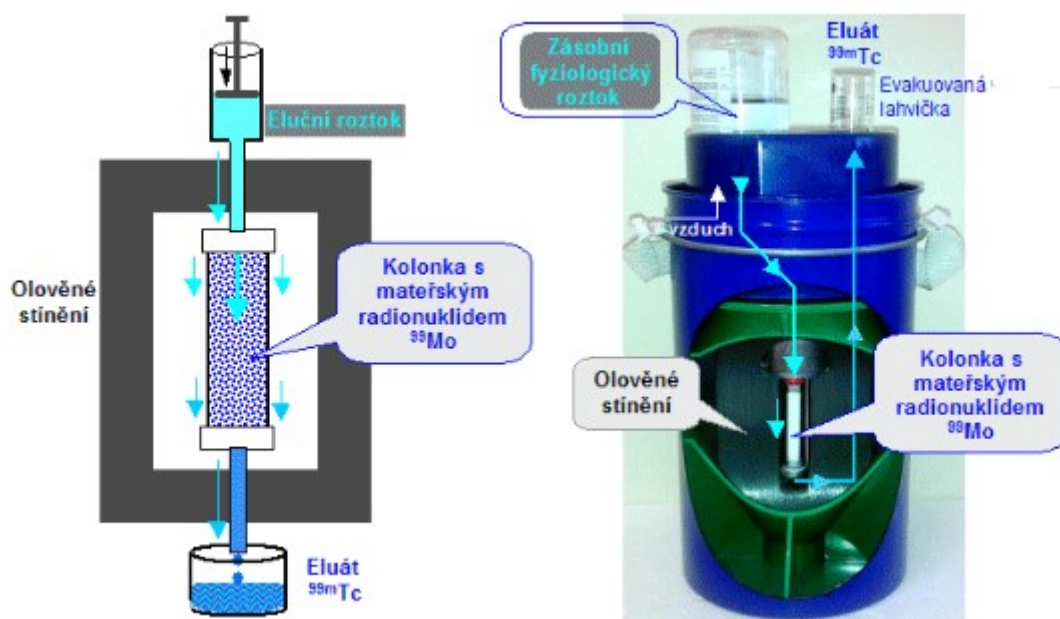
3.3.3.1 Radionuklidy připravené v reaktoru

V reaktorech se radionuklidy vyrábějí dvěma způsoby. Prvním způsobem je aktivace neradioaktivních látek pomocí toku neutronů. Tímto způsobem se připravují

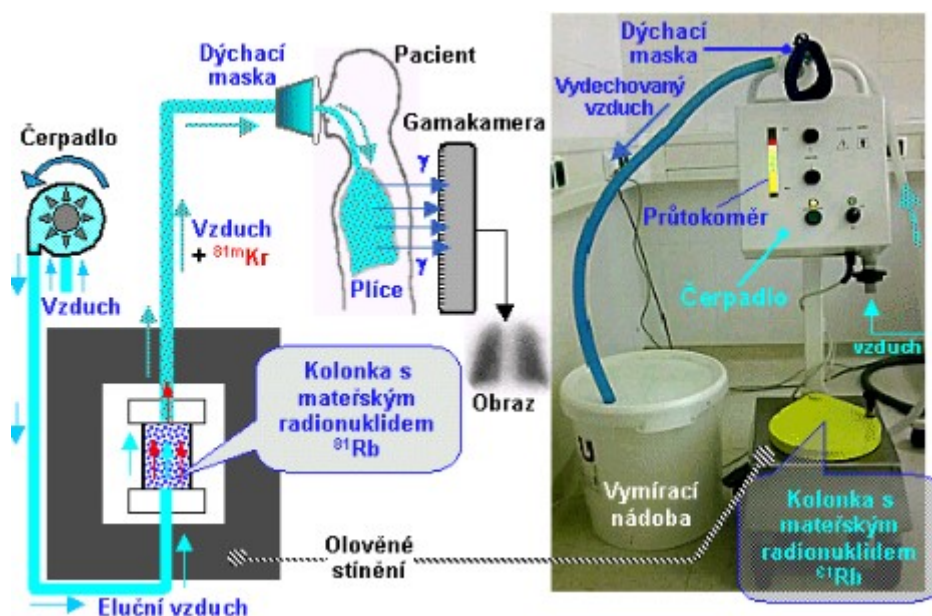
radionuklidy ^{165}Ho a $^{114\text{m}}\text{In}$. Druhým způsobem je separace radionuklidů ze štěpných produktů ^{235}U . Těžká jádra prvků v reaktoru absorbují tepelné neutrony a podléhají přeměně. Výsledkem jsou štěpné produkty, které jsou bohaté na neutrony a zároveň se přeměňují emisí β záření. Výhodou je, že mají vysokou měrnou aktivitu a izolované radionuklidy jsou beznosičové. Tímto způsobem se připravují například ^{131}I a ^{99}Mo , který je součástí generátoru $^{99\text{m}}\text{Tc}$.

3.3.3.2 Radionuklidy z generátorů

Radionuklidové generátory používají mateřský radionuklid s relativně dlouhým poločasem přeměny, který se přeměňuje na dceřiný radionuklid, který má kratší poločas přeměny oproti mateřskému radionuklidu. Generátory mají velkou výhodu v tom, že je možné používat dceřiný radionuklid ve značné vzdálenosti od místa výroby generátoru, přestože má krátký poločas přeměny. To je zapříčiněno tím, že se dceřiný radionuklid separuje od mateřského radionuklidu chemickým nebo fyzikálním postupem. Tímto způsobem se získává například $^{99\text{m}}\text{Tc}$ nebo $^{81\text{m}}\text{Kr}$.



Obrázek 3 - Schéma radionuklidového generátoru $^{99}\text{Mo}/^{99\text{m}}\text{Tc}$ [12]



Obrázek 4 - Schéma radionuklidového generátoru $^{81}\text{Rb}/^{81\text{m}}\text{Kr}$ [12]

3.3.3.3 Radionuklidy z cyklotronů

V cyklotronu se v magnetickém poli urychlují kladně nabitě částice, jako jsou například protony, na vysokou energii a pak jsou směřovány na terč, kde vyvolávají různé jaderné reakce. Po ukončení ozařování se terč rozpouští v kyselinách nebo alkalických rozpouštědlech. Vyrobené radionuklidy se pak oddělují například kapalinovou extrakcí, srážením a iontovou výměnou. Ve velkých cyklotronech se získávají pro hromadnou výrobu radiofarmak například radionuklidy ^{67}Ga ($T_{1/2}$ 78 hod), ^{201}Tl ($T_{1/2}$ 74 hod), ^{111}In ($T_{1/2}$ 67 hod), ^{123}I ($T_{1/2}$ 13 hod). V malých cyklotronech se vyrábějí radionuklidy biogenních prvků s velmi krátkým poločasem přeměny, proto je nutné tato zařízení instalovat přímo v místě použití právě vyrobených radiofarmak. Nejvíce se používá ^{18}F ($T_{1/2}$ 110 min), rozšiřuje se ^{11}C ($T_{1/2}$ 20 min), ^{13}N ($T_{1/2}$ 10 min), ^{15}O ($T_{1/2}$ 2,1 min). V ČR se nejčastěji používá ^{18}F a minimálně ^{11}C .

3.3.4 Rozdělení radiofarmak podle účelu

Další z mnoha dělení je dělení radiofarmak podle účelu. Ty se dělí na dvě skupiny a to terapeutická radiofarmaka a diagnostická radiofarmaka. Diagnostická radiofarmaka se pak dělí na PET (Positron Electron Tomography) a SPECT (Single-Photon Emission Computed Tomography) radiofarmaka. [23]

3.3.4.1 Diagnostická radiofarmaka

Mezi diagnostická radiofarmaka patří ty farmaka, která se používají k diagnostice onemocnění pacienta.

PET radiofarmaka

Mezi PET radiofarmaka patří ta farmaka, která emitují β^+ záření které při anihilaci vyzařuje dva fotony o energii 511 KeV. Radionuklidy jsou připravovány výhradně v cyklotronech a jedná se o radionuklidy biogenních prvků (^{18}F a ^{11}C), které mají velmi krátký poločas přeměny, takže musí být připravovány v blízkosti aplikačních pracovišť nukleární medicíny. Nejznámějším PET radiofarmakem je ^{18}F -FDG (fluorodeoxyglukosa). Dalším zástupcem je ^{11}C -Methionin. [23] [24]

SPECT radiofarmaka

SPECT je metoda, která k vyšetření používá radioaktivní sledovací látku, která má poločas přeměny několik hodin. Tato látka je do těla přiváděna intravenózně, perorálně, nebo inhalací. V těle se pak radiofarmakum usazuje v místech zvýšeného metabolismu nebo v místech sníženého průtoku krve. Radiofarmakum vyzařuje fotony, které se pak dají detekovat pomocí gamakamery. SPECT je rozšíření planární scintigrafie, jelikož detekující gamakamery snímají planární obrazy pod různými úhly ($0-360^\circ$). Jedna projekce se snímkuje po 3-6 stupních, celá jedna projekce trvá 15-20 sekund, proto celková doba vyšetření je 15-20 minut. Pro urychlení vyšetření byly vytvořeny vícehlavové detektory. Po nasnímaní obrazů je nutná počítačová rekonstrukce, kde získáme 2D tomografický obraz příčného řezu tkání, a série těchto řezů pak vytváří celkový 3D obraz distribuce radiofarmaka v tkáni [12]. Nejčastějšími SPECT radiofarmaky jsou ta, která obsahují $^{99\text{m}}\text{Tc}$. [25]

3.3.4.2 Terapeutická radiofarmaka

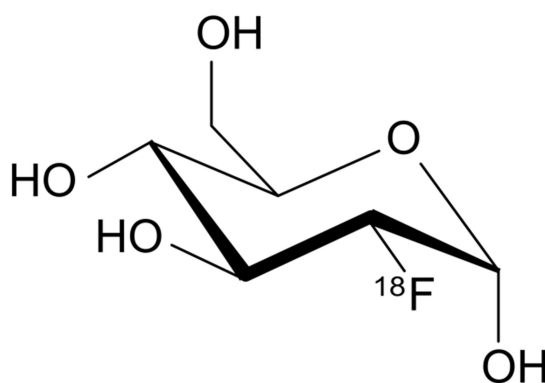
Terapeutická radiofarmaka se používají k léčebným účelům. Radiofarmaka se vnášejí do místa léčené léze, nejčastěji nádoru. Jejich specifita musí být nejvyšší, aby nedocházelo k poškození jiných struktur, které by mohly radiofarmakum také vychytávat. Mezi tato radiofarmaka patří α a β zářiče, které mají dosah velmi malý, ale energie záření je vyšší. Tkáň, která je v kontaktu s radiofarmakem dostává vysokou dávku radiace a tak dochází ke vzniku radikálů, které poškozují buněčné struktury. Poškozené buňky pak odumírají, nebo nemají schopnost se dále dělit. Mezi nejčastější

terapeutická radiofarmaka patří radiofarmaka obsahující ^{131}I , která se používají k léčbě diferencovaných karcinomů štítné žlázy.

3.3.5 Příklady některých radiofarmak

^{18}F -Fluordeoxyglukosa (FDG)

^{18}F -FDG je jedno z nejvýznamnějších PET radiofarmak, v ČR se běžně připravuje například v Řeži u Prahy. Obsahuje radionuklid ^{18}F který má poločas přeměny 110 min. ^{18}F -FDG je analogem glukosy a je transportován do buněk, které hodně spotřebovávají glukosu, jako jsou mozkové buňky, buňky ledvin a rakovinotvorné buňky, kde po absorbování buňkou fosforylace zabrání opětovnému uvolnění z buňky. 2-hydroxylová skupina v glukose je potřebná pro následnou glykolýzu, ale ^{18}F -FDG tuto skupinu nemá, to znamená, že ^{18}F -FDG nemůže být metabolizována. Po vstupu ^{18}F -FDG do buňky se fosforyluje na ^{18}F -FDG-6-fosfát, který se už nedokáže uvolnit z buňky, a tedy dochází k hromadění ^{18}F -FDG v buňkách. Výsledkem je distribuce ^{18}F -FDG, která popisuje příjem glukosy a fosforylaci v buňkách. [14]

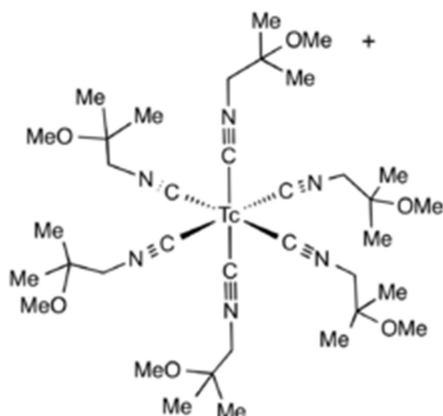


Obrázek 5 - Vzorec ^{18}F -fluordeoxyglukósy

$^{99\text{m}}\text{Tc}$ -SESTAMIBI

SESTAMIBI je methoxyisobutylisonitril (MIBI) s isonitrilovými skupinami, které tvoří komplexy s $^{99\text{m}}\text{Tc}$. $^{99\text{m}}\text{Tc}$ -SESTAMIBI je lipofilní kationtový komplex, který se používá pro zobrazování perfuze myokardu. Toto radiofarmakum patří mezi SPECT radiofarmaka. Diagnostika probíhá ve dvou krocích, prvním krokem je snímání pacienta

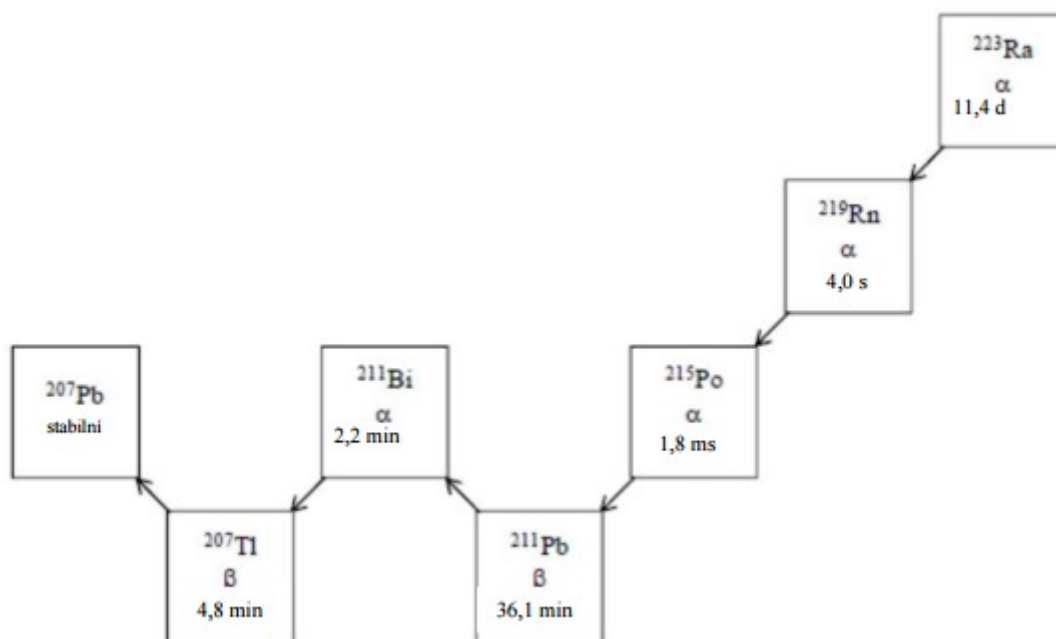
v klidu a druhým je snímání pacienta při zátěži. Dva výsledné obrazy pak dokáží odhalit ischemické oblasti v myokardu. [16]



Obrázek 6 - Vzorec ^{99m}Tc -SESTAMIBI

^{223}Ra

^{223}Ra je součástí dostupného radiofarmaka Xofigo, který se používá k léčbě kastračně rezistentního karcinomu prostaty, tedy karcinomu, který je již v pokročilém stadiu a metastazuje do kostí. V přípravku Xofigo je ^{223}Ra ve formě chloridu. Ra^{2+} se v těle chová jako analog vápníku, tedy se váže na hydroxyapatit v kostech. ^{223}Ra a jeho dceřiné radionuklidy emitují především záření alfa (95,3%), pak emitují záření beta (3,6%) a malé množství záření gama (1,1,%). ^{223}Ra má poločas rozpadu 11,4 dnů. [15]



Obrázek 7 - Rozpadový diagram ^{223}Ra [15]

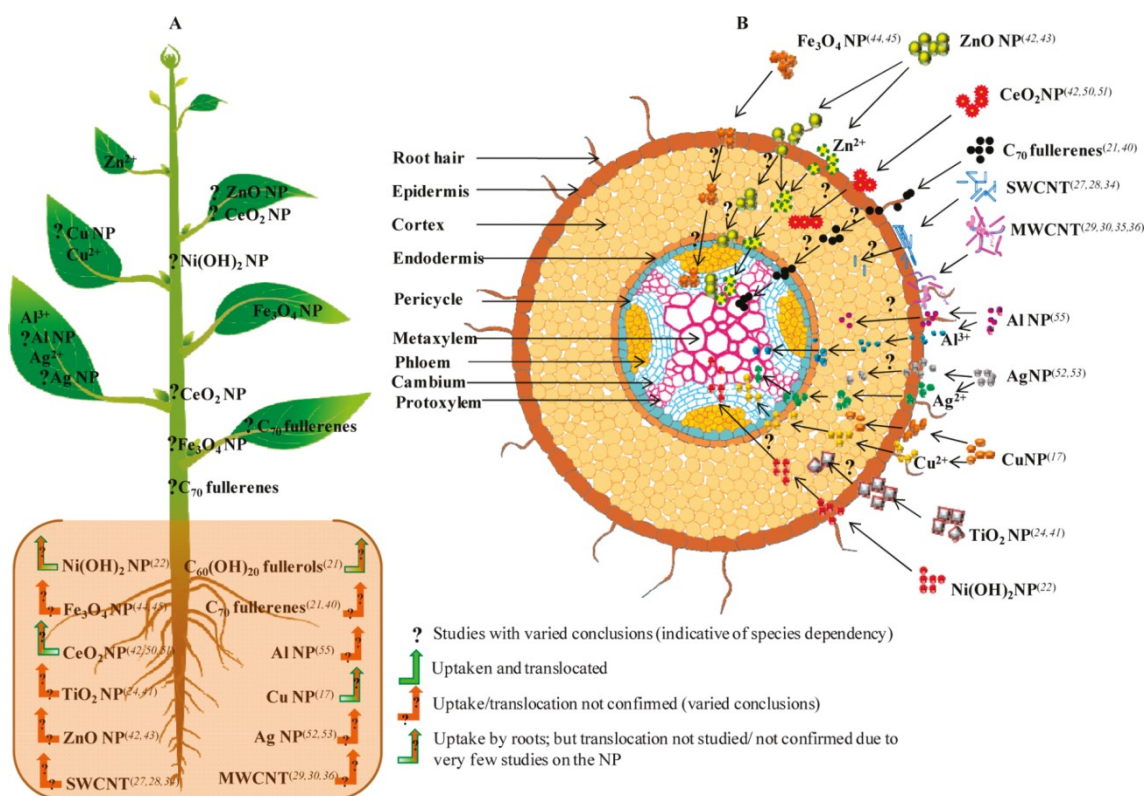
Jelikož je ^{223}Ra výhradně alfa zářič, má výraznou výhodu v tom, že alfa záření nemá v těle tak velký dosah, jako ostatní druhy záření, proto zasáhne pouze určené místo účinku a nepoškodí ostatní zdravé tkáně. [20]

3.4 Fytoremediace

Odstranit polutanty z prostředí, takřka bez zásahu člověka, lze pomocí zelených rostlin, tedy fytoremediací. Touto metodou se omezí mobilita, toxicita, koncentrace a objem daného polutantu. Metoda je definována jako využití zelených rostlin, jejich mikroorganismů a půdních doplňků pro odstranění nebo transformaci polutantu z životního prostředí. Dělí se na různé procesy: extrakce kontaminantů z vody a půdy (Fytoextrakce nebo Fytoakumulace), degradace a volatilizace organických sloučenin (Fytodegradace a Fytovolatilizace) a stimulace mikrobiálního systému v rhizosféře (Rhizodegradace). Odstraňování polutantů z půdy nebo vody se uskutečňuje díky adsorpci a absorpci v kořenové oblasti a možným následným transportem z kořenů do listů a stonku. Rostliny po určité době sklizeny a odstraněny (většinou se s rostlinami musí zacházet jako s nebezpečným odpadem). Pak se pole znovu osází a tyto procesy se opakují, dokud se koncentrace polutantu nesníží na přijatelnou hodnotu. [18, 19]

3.4.1 Příjem nanočástic rostlinou

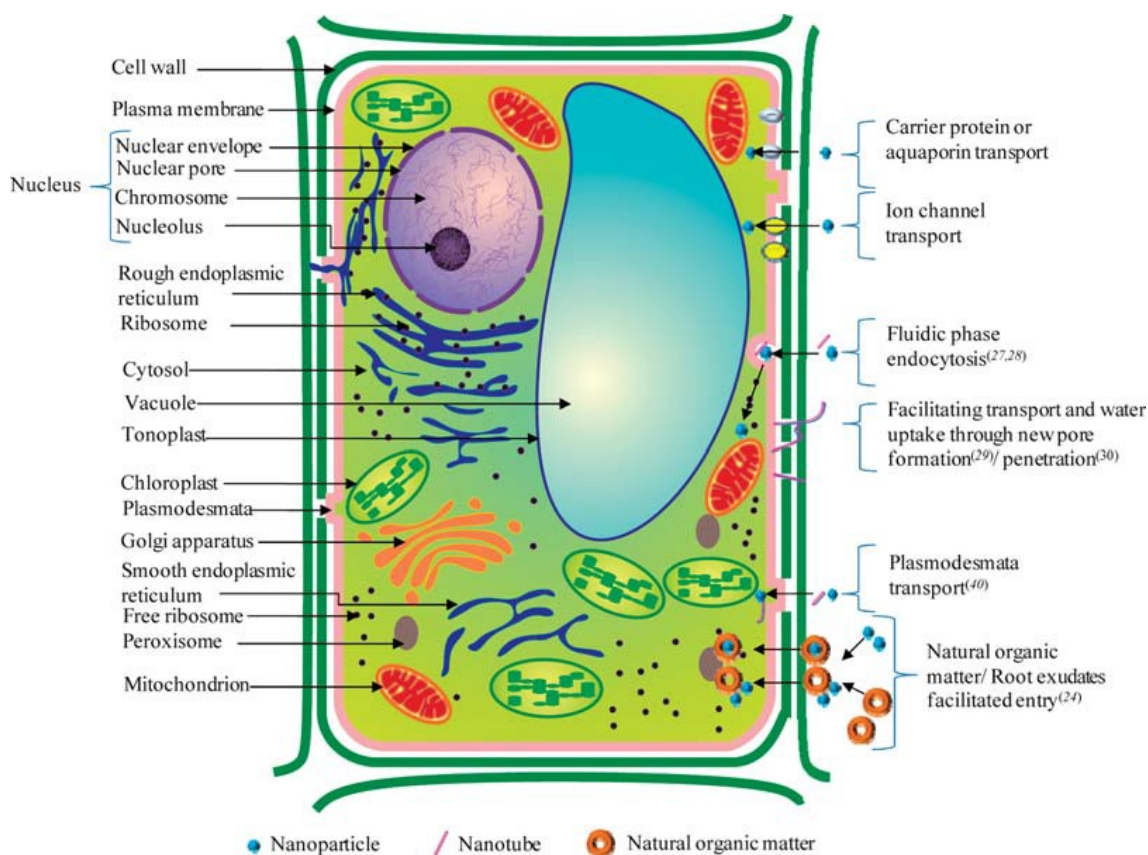
Příjem, translokace a akumulace nanočástic je závislá na druhu rostliny a velikosti, typu, struktuře, funkci a stabilitě nanočástic. Rostliny mohou přijímat všechny druhy nanočástic jako jsou přírodní nanomateriály a ty, které mají základ uhlík nebo kov. Selektivní příjem, biotransformaci a translokaci různých nanočástic popisuje Obrázek 8.



Obrázek 8 - Příjem, biotransformace a translokace různých nanočástic [21]

Na obrázku část A popisuje selektivní příjem nanočástic. Na části B je vyobrazen příčný řez kořene, který popisuje odlišný příjem a cestu nanočástic, do struktury kořene. Nanočástice v některých případech procházejí přes póry v epidermis kořene, proto u příjmu nanočástic závisí, jak velké tyto póry jsou. Velikost pórů závisí na druhu rostliny.

Několik cest příjmu nanočástic v rostlinné buňce popisuje Obrázek 9. Zde je vyobrazeno jak nanočástice prostupují buněčnou stěnou vazbou na nosné proteiny, prostřednictvím aquaporinů, iontových kanálů, endocytózou nebo navázáním na organické látky.



Obrázek 9 - Popis cest příjmu nanočástic rostlinnou buňkou [21]

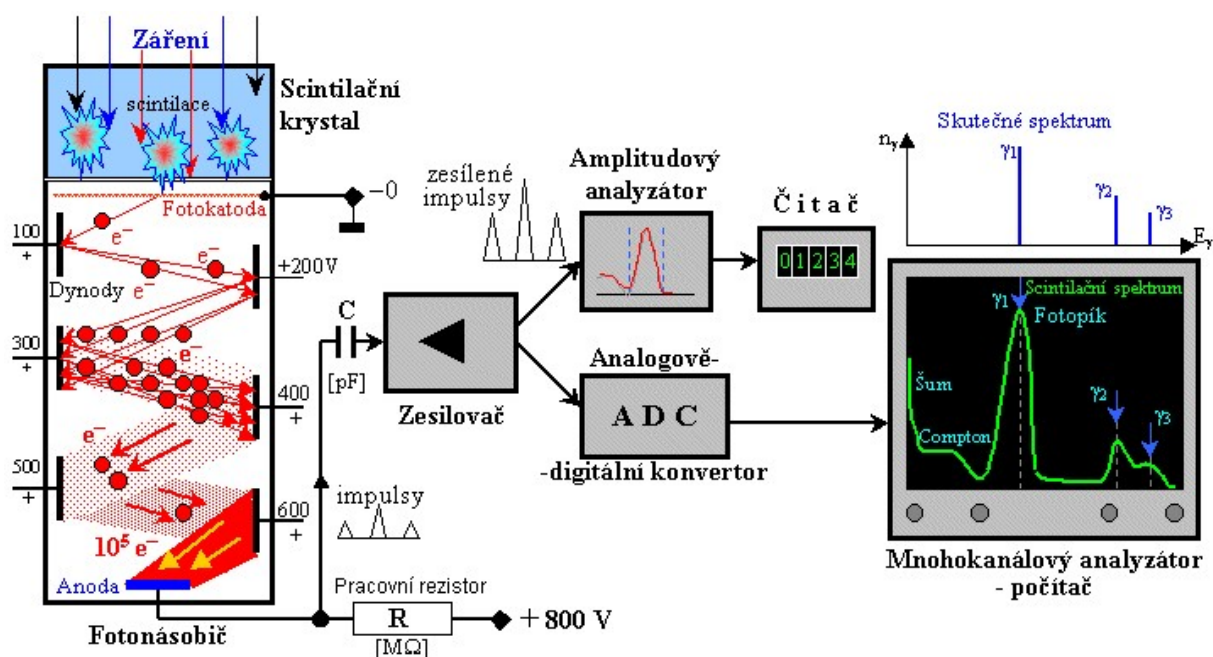
Nanočástice mohou tvořit komplexy s membránovými transportéry nebo kořenovými exudáty, prosto mohou být transportovány do rostlin. Jakmile jsou nanočástice v buňce, mohou se transportovat po rostlině jak apoplastem, tak i symplastem. Mohou být také transportovány přes plasmodesmu. Přesný mechanismus, proč jen některé rostliny mohou snadno přijímat a transportovat nanočástice, stále není znám. [21]

3.5 Princip měřících přístrojů

3.5.1 Scintilační detektor

Měřené neviditelné záření vniká do scintilačního krystalu. Tam se záření absorbuje a část energie se přemění na scintilaci (záblesk) viditelného světla. Za scintilačním krystalem je fotonásobič, což je speciální elektronka, která má vysokou citlivost a převádí scintilační světlo na elektrický signál. Fotonásobič má vstupní okénko na kterém je zevnitř nanesena tenká kovová vrstvička fotokatoda. Fotokatoda má tloušťku v řádu desítek nanometrů a materiálem bývá cesium a antimon. Další částí fotonásobiče

je soustava dynod. Na jednotlivé dynody je přiváděno napětí, které je na každé další dynodě vyšší a vyšší. Fotony, které vznikají ve scintilačním krystalu, dopadají na fotokatody, kde díky fotoelektrickému jevu dochází ke vzniku elektronů, které se dále v trubici urychluje díky elektrickému poli na dynodách. Pokud je na první dynodě napětí 100 V elektron na ní dopadá kinetickou energií cca 100 eV, což zapříčiní vyražení nejméně dvou sekundárních elektronů z kovového povrchu dynody. Tyto elektrony se dále dostanou na druhou dynodu, kde je napětí kolem 200 V. Energie na kterou se tyto každý z elektronů urychlí, je znovu cca 100 eV (rozdíl napětí je 100 V). To znovu vyrazí minimálně dva sekundární elektrony z povrchu dynody. Takto vznikly 4 elektrony, které putují zase k další dynodě, kde znovu vyrazí dvojnásobný počet elektronů. Takto se elektrony zmnoží a na poslední dynodu, která je zároveň anodou, dopadne cca 10^5 - 10^8 elektronů. Tento počet elektronů je již dostačující k vyvolání měřitelného elektrického impulsu. Obrázek 10 popisuje princip měření scintilačního detektoru. [26] [27]



Obrázek 10 - Princip funkce scintilačního detektoru [26]

3.5.1.1 Scintilátory

Scintilátory mohou být různých typů (kapalné roztoky organických látek, organické plastické materiály, anorganické krystaly, případně vzácné plyny). Nejčastěji se používají anorganické krystaly. Nejčastějším scintilačním anorganickým krystalem

jsou krystaly jodidu sodného aktivovaného thaliem (NaI:TI). Ty se používají i v této práci při měření aktivity v našich vzorcích. Pro obecnou detekci záření γ se používá planární scintilační krystaly válcového tvaru výšky cca 2-8 cm a průměru kolem 2-7 cm. Pokud chceme detekovat měkké záření γ a X tak se nejčastěji používají tenké krystaly o tloušťce 1-5 mm s tenkým hliníkovým nebo beryliovým okénkem. Pokud chceme detekovat vysokoenergetické záření γ tak jsou naopak vhodné velkoobjemové scintilační krystaly, které jsou cca 20x15 cm veliké. Dále se vyrábějí i krystaly studnové nebo příčně vrtané scintilační krystaly s otvorem pro měření vzorků ve zkumavkách. Scintilátor NaI:TI je umístěn ve světlotěsném hliníkovém pouzdře. Pouzdro chrání krystal od pronikání vnějšího světla do fotonásobiče a zároveň zabraňuje vniknutí vlhkosti ze vzduchu do krystalu, což je vzhledem k tomu, že je NaI hygroskopický velice důležité. Fotony, ze scintilačních záblesků, jsou emitované do všech směrů, což má za důsledek to, že na fotokatodu by za normálních podmínek dopadalo jen malé procento emitovaných fotonů. Proto jsou vnitřní strany pouzdra opatřena bílou reflexní vrstvou, která odráží fotony na fotokatodu fotonásobiče. [26] [27]

3.5.1.2 Fotokatoda

Fotokatoda je velmi tenká vrstvička materiálu, který je napařen na vnitřní straně vstupního okénka. Vrstva musí být dostatečně tenká, aby elektrony, které se uvolní fotefektem, se neabsorbovaly v materiálu fotokatody. Materiálem většinou bývají antimonidy alkalických prvků Sb-Cs, nebo bialkalických materiálů například Cs-K-Sb, nebo multialkalických Na-K-Sb-Cs, nebo byly také vyvinuty fotokatody z polovodičových materiálů typu p. [26]

3.5.1.3 Dynody

Jelikož z fotokatody proudí pouze slabý tok elektronů, je nutné tento tok zesílit pomocí dynod pomocí tzv. sekundární emisí elektronů. Na povrchu dynod je tenká vrstva kovu (SbCs nebo BeO) s nízkou výstupní prací elektronu a tedy vysokým součinitelem sekundární emise S (výstupní práce je energie, kterou je nutno dodat materiálu aby došlo k uvolnění elektronu). Střední počet elektronů, které jsou vyraženy z materiálu, je úměrný energii dopadajícího elektronu. Proudové zesílení ΔI jedné dynody je tedy:

Rovnice 2 - Proudové zesílení jedné dynody

$$\Delta I = S \cdot \Delta U$$

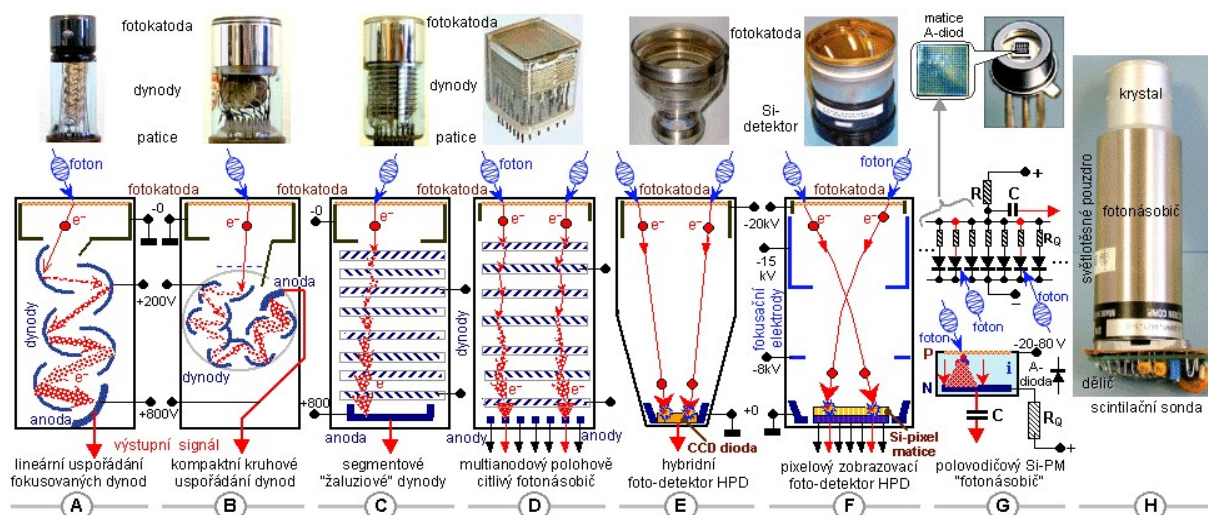
kde ΔU je mezidynodový potenciál. Při obvyklých hodnotách $S \approx 0,04 - 0,06$ a $\Delta U \approx 80 - 100\text{V}$ je $\Delta I \approx 3-6$. Opakováním elektronového násobícího procesu mezi dynodami dostaneme zesílení M až 10^8 . Zesílení v celém fotonásobiči dostaneme:

Rovnice 3 - Zesílení ve fotonásobiči

$$M = \Delta I^N = (S \cdot \Delta U)^N$$

kde N je počet dynod ve fotonásobiči. Ve fotonásobiči bývá 8-12 dynod a je zakončen sběrnou anodou, která má nejvyšší kladný potenciál, odtud je přes pracovní odpor R odebírán výstupní signál.

Fotonásobičů je několik druhů a rozlišují se podle uspořádání dynod: lineární, kruhové, lamelové (nejpoužívanější), a další včetně polovodičového fotonásobiče.

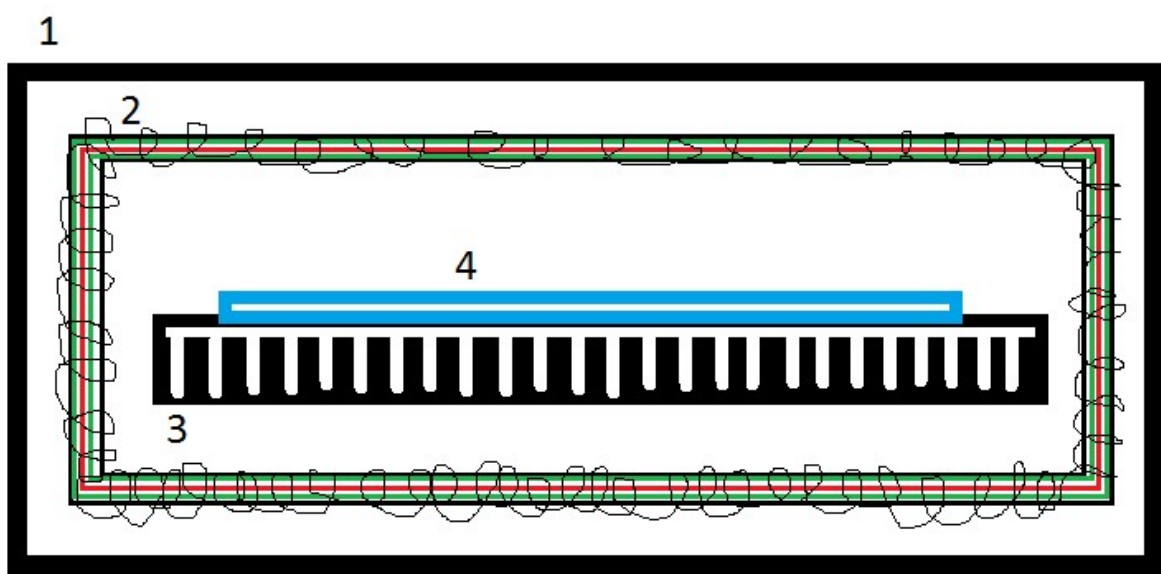


Obrázek 11 - Druhy dynodového uspořádání ve fotonásobiči [26]

Aby emitované elektrony byly směřované z fotokatody na první dynodu, tak je mezi fotokatodou a dynodou umístěna mřížka, na kterou je přivedeno napětí, které také urychluje emitované elektrony. Pro napájení dynod je nutný vysokonapěťový zdroj a odporový dělič. [26] [27]

3.5.2 Instant imager

Instant imager (II) je plně automatizovaný přístroj, který analyzuje a kvantifikuje distribuci radioaktivity na plochých vzorcích, jako jsou chromatografické desky, TLC desky, gely a další. Výhodou je, že se měří aktivita přímo na zkoumaném vzorku a není tedy nutnost vzorky nijak upravovat. Je citlivý na C-14, P-32, P-33, S-55, I-125 a mnoho dalších radioizotopů. Přístrojem se dají analyzovat vzorky, které mají velikost maximálně 20 cm x 24 cm, přičemž velikost pixelu je 500 μm x 500 μm . II je složený ze tří základních částí: 1. Odstiňovací komora, 2. MultiWire Proportional Chamber (MWPC) a 3. MicroCannel Array Detector (MICAD).



Obrázek 12 - Schéma přístroje InstatImager (1 odstiňovací komora, 2 MWPC (**anoda**, **katody**), 3 MICAD, 4 vzorek)

MICAD detektor obsahuje kolem 210420 mikro-kanálů, které mají v průměru 0,4 mm a jsou vrtané do desky, která je 3 mm vysoká. Deska je složena z osmi střídajících se vrstev vodivého a nevodivého materiálu. Vodivým materiálem je mosaz a nevodivým jsou skelná vlákna. Celý MICAD detektor je naplněn kontinuálním tokem ($25 \text{ cm}^3 \text{ min}^{-1}$) měřicího plynu. Měřicí plyn je složen z 95% argonu, 2,5% oxidu uhličitého a 1% isobutanu. Kolem MICAD detektoru je utvořena drátová komora (MWPC).

MWPC je tvořena anodou a dvěma katodami, které ji lemují. Anoda je z 200 ultratenkých zlatých drátů, které mají tloušťku 20 μm . Katody jsou z obecného kovu.

Mezi všemi vrstvami je mezera pár milimetrů. Obě katody jsou navzájem na sebe kolmé a díky tomu lze přesně lokalizovat elektrony, které vznikají v kanálech MICAD detektoru, v soustavě souřadnic X-Y.

β částice, které jsou emitovány ze vzorku, vletí do nejbližšího mikro-kanálu, kde je ionizována směs plynů, která se v něm vyskytuje. Potenciál, který je na mikro-kanálu detektoru, urychlí elektron a zapříčiní elektronovou lavinu, která je detekována na anodě nebo katodě. Každá lavina zapříčiní elektrické signály na katodách X a Y. Digitální signál je pak zpracován procesorem, který vypočítá střední hodnotu X a Y signálu a tím se přesně určí poloha daného emitovaného elektronu ve vzorku. [28] [29]

4 Experimentální část

4.1 Použitý materiál, chemikálie, přístroje a metody

4.1.1 Chemikálie

Pro přípravu kultivačního média dle Murashiga a Skooga [31] byly použity anorganické chemikálie a sacharosa v čistotě p.a. (Lach-Ner). Myo-inositol (Sigma-Aldrich) v čistotě 99.9 %. Ke sterilizaci byl použit přípravek SAVO (chlornan sodný) a ethanol (Lach-Ner). Roztoky ^{223}Ra ve formě dusičnanu, nanočástice oxidu titaničitýho s navázaným ^{223}Ra a nanočástice hydroxyapatitu s navázaným ^{223}Ra byly poskytnuty Katedrou jaderné chemie FJFI ČVUT v Praze.

4.1.2 Rostlinný materiál

Jako biologický materiál byla použita semena těchto dvou rostlinných druhů a odrůd: • Kukuřice setá (*Zea mays*) DKC4014 (Monsanto ČR) • Oves setý (*Avena sativa*) Cat Grass (Johnson seeds UK)

4.1.3 Přístroje

Při přípravě kultur a při přidávání substrátu byl pro dodržení sterilních podmínek použit laminární box LABOX FBB120 (Labox ČR), média byla sterilizována v komerčním tlakovém hrnci (Tescoma), pH medií bylo nastaveno pomocí ISFET pH metru MiniLab (Scientific instruments, USA). Kultivace byly prováděny při teplotě 24°C za osvětlení 12 h světlo, 12 h tma, osvětlení bylo realizováno zářivkovými trubicemi white cool, 1150 lm.m⁻² ze vzdálenosti 40 cm. K měření radioaktivity byla použita sestava RFT se scintilační sondou (NaITl). Fotodokumentace byla pořízena přístrojem Canon PowerShot A720 IS a zpracována programem GIMP 2 elektronický autoradiogram Instant Imager (Packard).

4.2 Příprava *in vitro* kultur

4.2.1 Sterilizace semen

4.2.1.1 Sterilizace semen kukuřice seté

Semena kukuřice byla před nasazením do sterilního média, odmaštěna 70% ethanolom po dobu 30 sekund. Ten byl poté slit a k semenům byl přidán roztok chlornanu sodného (20% SAVO) a po dobu 10 minut se semena v tomto roztoku sterilizovala. Po uplynutí

této doby byl sterilizační roztok odlit a znovu byl přidán roztok chlornanu sodného (10% SAVO). V tomto roztoku byla semena ponechána 20 minut. Poté byla semena v laminárním boxu třikrát promyta sterilní destilovanou vodou. Po třetím promytí byla ponechána v této vodě ponechána k další manipulaci.

4.2.1.2 Sterilizace semen ovsa setého

Semena ovsa byla před nasazením do sterilního média, odmaštěna 70% ethanolem po dobu 5 minut. Ten byl poté slit a semena byla následně v laminárním boxu promyta sterilní vodou. Poté byl přidán roztok chlornanu sodného (20% SAVO) a po dobu 30 minut se semena v tomto roztoku sterilizovala. Poté byla semena v laminárním boxu třikrát promyta sterilní destilovanou vodou. Po třetím promytí byla ponechána v této vodě ponechána k další manipulaci. [30]

4.2.2 Iniciace rostlinných kultur

4.2.2.1 Kukuřice setá

Sterilizovaná semena byla vysázena v laminárním boxu za sterilních podmínek do sterilních baněk s živným médiem. Semena kukuřice se sázela do 500 ml Erlenmeyerových baněk s 10 ml živného media podle Murashiga a Skooga [31]. Hodnota pH media byla upravena před sterilizací na hodnotu 5,8.

4.2.2.2 Oves setý

Sterilizovaná semena byla vysázena v laminárním boxu za sterilních podmínek do sterilních baněk s živným médiem. Semena ovsa se sázela do 250 ml Erlenmeyerových baněk s cca 7 ml živného media podle Murashiga a Skooga [31] (medium se muselo odlívat, aby nebyla semena ponořena a mohlo docházet ke klíčení a vývoji rostliny). Hodnota pH media byla upravena před sterilizací na hodnotu 5,8.

4.2.3 Kultivace rostlin

Baňky byly za sterilních podmínek uzavřeny alobalem a umístěny do kultivační místnosti s konstantní teplotou 24 °C a světelným režimem 12 h světlo, 12 h tma. Jako zdroj světla byly použity běžné zářivkové trubice (white cool) ve vzdálenosti 40 cm ode dna baněk. Po dvou týdnech kultivace byly rostliny dostatečně veliké na to, aby se daly použít pro další experimenty.

4.3 Fytoextrakce vzorků

Za sterilních podmínek byly rostliny přesunuty z baněk do plastových nádob (kukuřice byly přesazeny do plastových kultivačních nádob a ovsy byly přesazeny do 50 ml plastových lahvíček). Do každé kultivace bylo přidáno 100 μ l roztoku vzorku nanočástic hydroxyapatitu nebo oxidu titaničitého s navázaným ^{223}Ra , nebo ^{223}Ra ve formě dusičnanu (pro experimenty s přidavkem EDTA) do vodovodní vody (do lahvíček k ovsu se přidávalo 5 ml a do plastových nádob ke kukuřicím 100 ml). U experimentů s přidavkem EDTA byla vodovodní voda nahrazena roztokem EDTA v koncentraci 1 g.l⁻¹ ve vodovodní vodě. Ihned po přidání byla změřena aktivita v celé plastové nádobě, pomocí scintilační sondy. Fytoextrakce probíhala po dobu 7 dnů za kultivačních podmínek, popsanych výše. Po 7 dnech byly rostliny z plastových nádob vyndány, opláchnuty destilovanou vodou a nechaly se po dobu jednoho až dvou dnů sušit volně na vzduchu. Usušené rostliny byly následně měřeny pomocí elektronické autoradiografie po dobu 1 hodiny. Po změření se vyhodnotila aktivita v kořenech a nadzemní části. Kontrolní pokusy u experimentů s přidavkem EDTA byly prováděny stejně, pouze ve vodovodní vodě.

5 Výsledky a diskuse

Primárním výsledkem je popis schopnosti vybraných rostlin zachytit nanočástice hydroxyapatitu nebo oxidu titaničitého s navázaným ^{223}Ra , které jsou v rámci výzkumu jako nosiče ^{223}Ra . V rámci práce je také zakomponován opakovaný pokus s ^{223}Ra v podobě dusičnanu, ke kterému byla přidána EDTA v koncentraci 1 g.l^{-1} . Tento pokus byl již prováděn v rámci bakalářské práce, nicméně získané výsledky byly v rozporu s obvykle popisovaným zlepšením fytoextrakční účinnosti po přidání EDTA.

Prvním krokem bylo změření počáteční aktivity pozadí a následné změření počáteční aktivity v daném experimentu, které se provádělo třikrát. Vlastní kultivační experimenty byly prováděny po dobu 7 dní, poté byly ukončeny a po vyjmutí rostlin byly separátně měřeny aktivity zbylého media a rostlin. Vzhledem ke krátkému poločasu rozpadu bylo nutné provádět korekci na vlastní rozpad. Z počátečních hodnot aktivity byla získána z rovnice 4 teoretická hodnota celkové aktivity, která by v experimentu byla, bez použití rostlin. Odečtením hodnot konečné aktivity media v experimentu od hodnot, které vyšly z rovnice 4, byla získána teoretická aktivita v rostlinách.

Rovnice 4 - Výpočet teoretické aktivity, která by byla v experimentu bez použití rostlin, kde A_0 je aktivita na začátku experimentu, A je aktivita na konci experimentu, T je poločas rozpadu ^{223}Ra (11,4 dne) a t je čas, po který experiment probíhal

$$A = A_0 \cdot e^{-\lambda t} = N_0 \cdot e^{-\frac{\ln}{T} \cdot t}$$

Druhým krokem bylo po dnu sušení změřit aktivitu v rostlinách pomocí elektronické autoradiografie a programu InstatImager.

5.1 Experimenty s kukuřicí setou (*Zea mays*)

5.1.1 Experimenty s nanočásticemi hydroxyapatitu (HA)/²²³Ra

5.1.1.1 Experiment 1

Při experimentu bylo při počátečním měření, naměřena průměrná hodnota pozadí 2507 imp.min⁻¹. Při konečném měření byla průměrná hodnota pozadí 2559 imp.min⁻¹. Vzorek byl připraven 11.11.2015, jeho aktivita byla po přípravě 0,075 MBq a obsahoval 1 ml vody a 3 mg nanočástic hydroxyapatitu.

Datum experimentu: 12.11.2015 - 19.11.2015

Tabulka 5 - Počáteční hodnoty aktivit v prvním experimentu

Číslo kultivace	Měření č.			Průměr
	1	2	3	
1	31764	31807	31727	31766
2	19832	19796	19846	19825
3	29818	30040	29690	29849
4	29502	29913	30328	29914
5	21138	20991	20854	20994
6	27821	27800	27969	27863
7	33405	33431	33680	33505
8	30431	30630	30405	30489
9	32222	31602	32120	31981
10	34108	34180	34252	34180

Měřeno scintilační sondou, aktivity jsou uvedené po odečtu hodnoty pozadí v imp.min⁻¹.

Tabulka 6 - Hodnoty koncových aktivit v prvním experimentu

Číslo kultivace	Měření č.			Průměr
	1	2	3	
1	13597	13495	13484	13525
2	8411	8212	8440	8354
3	14653	14824	14565	14681
4	12101	12173	12188	12154
5	8488	8428	8546	8487
6	11417	11502	11751	11557
7	12653	12424	12560	12546
8	10276	9871	9968	10038
9	13478	13344	13457	13426
10	10104	10199	9824	10042

Měřeno scintilační sondou, aktivity jsou uvedené po odečtu hodnoty pozadí v imp.min^{-1} .

Tabulka 7 - Zachycená aktivita v rostlinách

Číslo kultivace	Měření č.			Průměr
	1	2	3	
1	7157	7287	7245	7230
2	4547	4722	4527	4598
3	4829	4803	4833	4822
4	7175	7371	7627	7391
5	5323	5287	5079	5230
6	6760	6662	6523	6648
7	9173	9419	9445	9346
8	9607	10142	9898	9882
9	7575	7304	7529	7469
10	12181	12133	12555	12290

Aktivity jsou uvedené v imp.min^{-1} .

Tabulka 8 - Souhrnná tabulka experimentu

Číslo kultivace	Začátek	konec	zachyceno	Procenta
1	31766	13525	7230	35
2	19825	8354	4598	36
3	29849	14681	4822	25
4	29914	12154	7391	38
5	20994	8487	5230	38
6	27863	11557	6648	37
7	33505	12546	9346	43
8	30489	10038	9882	50
9	31981	13426	7469	36
10	34180	10042	12290	55

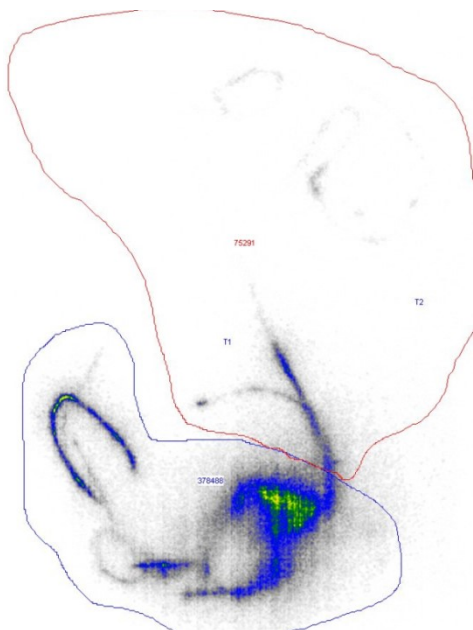
Aktivity jsou uvedené v imp.min^{-1} .

Tabulka 9 - Výsledky měření aktivity v rostlinách

Číslo kultivace	Aktivita v kořenech	Aktivita v nadzemní části	% v kořenech	% v nadzemní části
1	2473	562	81	19
2	3534	628	85	15
3	3427	504	87	13
4	1602	483	77	23
5	4205	837	83	17
6	2750	326	89	11
7	2323	269	90	10
8	7395	242	97	3
9	3164	766	81	19
10	1375	326	81	19

Měřeno programem InstantImager, aktivity jsou uvedené v imp.min^{-1} .

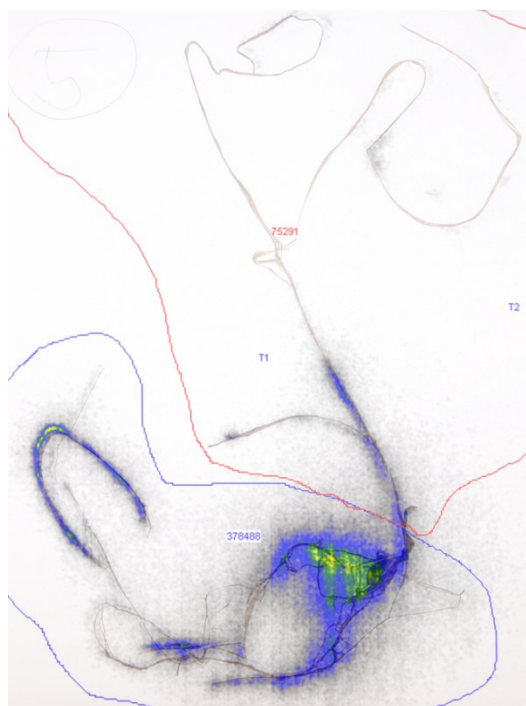
Rozložení aktivity v kultivaci 5



Kultivace 5



Spojené předešlé obrázky do jednoho



Obrázek 13 - Příklad rozložení aktivity v kultivaci 1

5.1.1.2 Experiment 2

Při experimentu bylo při počátečním měření, naměřena průměrná hodnota pozadí $2507 \text{ imp.min}^{-1}$. Při konečném měření byla průměrná hodnota pozadí $2559 \text{ imp.min}^{-1}$. Vzorek byl připraven 16.11.2015 a jeho aktivita po přípravě byla $0,11 \text{ MBq}$ a obsahoval 1 ml vody a 3 mg nanočástic hydroxyapatitu.

Datum experimentu: 16.11.2015 - 23.11.2015

Tabulka 10 - Počáteční hodnoty aktivit v druhém experimentu

Číslo kultivace	Měření č.			Průměr
	1	2	3	
1	68622	67733	67814	68056
2	66553	67561	68238	67451
3	69679	70077	69524	69760
4	60107	60302	60256	60222
5	63554	64009	64117	63893
6	75181	76029	76357	75856
7	78717	79046	79378	79047
8	76207	76424	76280	76304
9	73302	74133	73958	73798
10	42809	42600	43353	42921

Měřeno scintilační sondou, aktivity jsou uvedené po odečtu hodnoty pozadí v imp.min^{-1} .

Tabulka 11 - Hodnoty koncových aktivit v druhém experimentu

Číslo kultivace	Měření č.			Průměr
	1	2	3	
1	31570	31968	32107	31882
2	32567	32770	32480	32606
3	34594	34117	34497	34403
4	28760	28646	28346	28584
5	29402	29684	29262	29449
6	30597	30779	30170	30515
7	33225	33502	33130	33286
8	37180	37231	37301	37237
9	31226	31218	30761	31068
10	19571	19469	19595	19545

Měřeno scintilační sondou, aktivity jsou uvedené po odečtu hodnoty pozadí v imp.min^{-1} .

Tabulka 12 - Zachycená aktivita v rostlinách

Číslo kultivace	Měření č.			průměr
	1	2	3	
1	13265	12286	12200	12584
2	10917	11372	12104	11464
3	10932	11669	10928	11176
4	10512	10753	11023	10763
5	12122	12137	12630	12296
6	18524	18896	19719	19046
7	18206	18144	18733	18361
8	12611	12702	12538	12617
9	16667	17218	17561	17149
10	8399	8364	8730	8498

Aktivity jsou uvedené v imp.min^{-1} .

Tabulka 13 - Souhrnná tabulka experimentu

Číslo kultivace	Začátek	konec	zachyceno	procenta
1	68056	31882	12584	28
2	67451	32606	11464	26
3	69760	34403	11176	25
4	60222	28584	10763	27
5	63893	29449	12296	29
6	75856	30515	19046	38
7	79047	33286	18361	36
8	76304	37237	12617	25
9	73798	31068	17149	36
10	42921	19545	8498	30

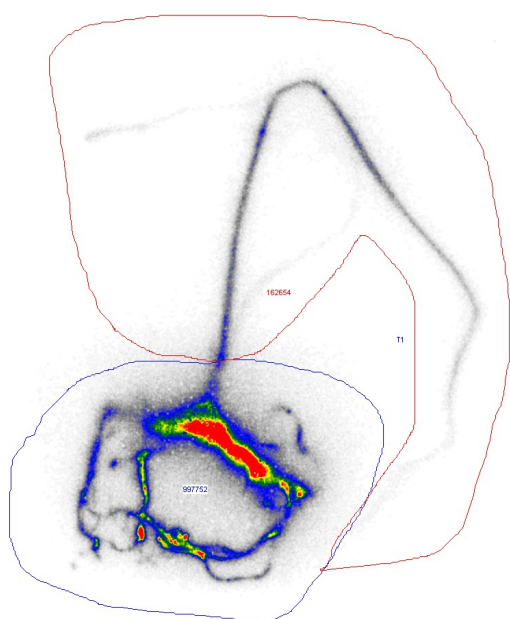
Aktivity jsou uvedené v imp.min^{-1} .

Tabulka 14 - Výsledky měření aktivity v rostlinách

Číslo kultivace	Aktivita v kořenech	Aktivita v nadzemní části	% v kořenech	% v nadzemní části
1	59693	6840	90	10
2	74693	14265	84	16
3	51851	4967	91	9
4	62360	10166	86	14
5	18510	170	99	1
6	113572	13666	89	11
7	95141	3960	96	4
8	77056	9845	89	11
9	38088	4229	90	10
10	59693	6840	90	10

Měřeno programem InstantImager, aktivity jsou uvedené v imp.min^{-1} .

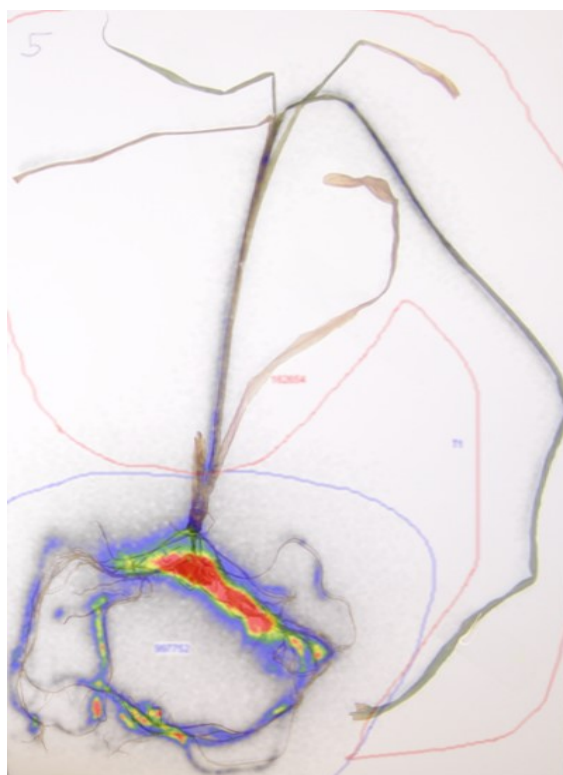
Rozložení aktivity v kultivaci 5



Kultivace 5



Spojené předešlé obrázky do jednoho



Obrázek 14 - Příklad rozložení aktivity v kultivaci 2

5.1.2 Experimenty s nanočásticemi oxidu titaničitého/²²³Ra

5.1.2.1 Experiment 1

Při experimentu bylo při počátečním měření, naměřena průměrná hodnota pozadí 2506 imp.min⁻¹. Při konečném měření byla průměrná hodnota pozadí 2410 imp.min⁻¹. Vzorek byl připraven 24.3.2016 jeho aktivita byla po přípravě 0,107 MBq a obsahoval 1 ml vody a 3 mg nanočástic oxidu titaničitého. Rostliny bohužel po konci experimentu nebyly v dobré kondici, proto nebyly měřeny pomocí programu InstantImageru.

Datum experimentu: 24.3.2016 - 31.3.2016

Tabulka 15 - Počáteční hodnoty aktivit v prvním experimentu

Číslo kultivace	Měření č.			Průměr
	1	2	3	
1	81536	83202	82830	82523
2	69030	68873	69144	69016
3	68717	68846	69101	68888
4	70045	70217	70543	70268
5	68326	68235	68681	68414
6	72304	72523	72217	72348
7	67245	66873	66939	67019

Měřeno scintilační sondou, aktivity jsou uvedené po odečtu hodnoty pozadí v imp.min⁻¹.

Tabulka 16 - Hodnoty koncových aktivit v prvním experimentu

Číslo kultivace	Měření č.			Průměr
	1	2	3	
1	1	2	3	průměr
2	35895	36107	35856	35952
3	41623	41870	41792	41761
4	29734	29782	30082	29866
5	27556	27467	27683	27568
6	34910	34773	34590	34757
7	32597	32284	32866	32582

Měřeno scintilační sondou, aktivity jsou uvedené po odečtu hodnoty pozadí v imp.min^{-1} .

Tabulka 17 - Zachycená aktivita v rostlinách

Číslo kultivace	Měření č.			průměr
	1	2	3	
1	17378	18255	18263	17965
2	3479	3130	3385	3331
3	15164	15200	15067	15143
4	18209	18411	18408	18343
5	9732	9810	10284	9942
6	14644	15100	14319	14688
7	6344	5990	6557	6297

Aktivity jsou uvedené v imp.min^{-1} .

Tabulka 18 - Souhrnná tabulka experimentu

Číslo kultivace	Začátek	konec	zachyceno	procenta
1	82523	35952	17965	34
2	69016	41761	3331	7
3	68888	29866	15143	34
4	70268	27568	18343	40
5	68414	34757	9942	22
6	72348	32582	14688	32
7	67019	35952	6297	14

Aktivity jsou uvedené v imp.min^{-1} .

5.1.2.2 Experiment 2

Při experimentu bylo při počátečním měření, naměřena průměrná hodnota pozadí $2663 \text{ imp.min}^{-1}$. Při konečném měření byla průměrná hodnota pozadí $2628 \text{ imp.min}^{-1}$. Vzorek byl připraven 25.4.2016 a jeho aktivita po přípravě byla $0,104 \text{ MBq}$ a obsahoval 1 ml vody a 3 mg nanočástic oxidu titaničitého.

Datum experimentu: 26.4.2016 - 3.5.2016

Tabulka 19 - Počáteční hodnoty aktivit v druhém experimentu

Číslo kultivace	Měření č.			Průměr
	1	2	3	
1	64158	64357	64439	64318
2	61708	61999	61865	61857
3	70446	71879	70919	71081
4	77078	78360	78512	77983
5	72128	72103	72119	72117
6	62356	62377	62471	62401
7	66205	66724	66282	66404
8	65057	63698	65043	64599

Měřeno scintilační sondou, aktivity jsou uvedené po odečtu hodnoty pozadí v imp.min^{-1} .

Tabulka 20 - Hodnoty koncových aktivit v druhém experimentu

Číslo kultivace	Měření č.			Průměr
	1	2	3	
1	31229	31050	31359	31213
2	31311	31301	31077	31230
3	30629	30811	30959	30800
4	32006	32442	32232	32227
5	35611	36482	35996	36030
6	18647	18955	18738	18780
7	34226	34482	33792	34167
8	23254	23199	23164	23206

Měřeno scintilační sondou, aktivity jsou uvedené po odečtu hodnoty pozadí v imp.min^{-1} .

Tabulka 21 - Zachycená aktivita v rostlinách

Číslo kultivace	Měření č.			průměr
	1	2	3	
1	10690	10999	10743	10811
2	9007	9207	9344	9186
3	15398	16152	15377	15643
4	18354	18756	19065	18725
5	11515	10628	11124	11089
6	22094	21800	22078	21991
7	9030	9113	9514	9219
8	19252	18419	19333	19001

Aktivity jsou uvedené v imp.min^{-1} .

Tabulka 22 - Souhrnná tabulka experimentu

Číslo kultivace	Začátek	konec	zachyceno	procenta
1	64318	31213	10811	26
2	61857	31230	9186	23
3	71081	30800	15643	35
4	77983	32227	18725	37
5	72117	36030	11089	23
6	62401	18780	21991	54
7	66404	34167	9219	21
8	64599	23206	19001	43

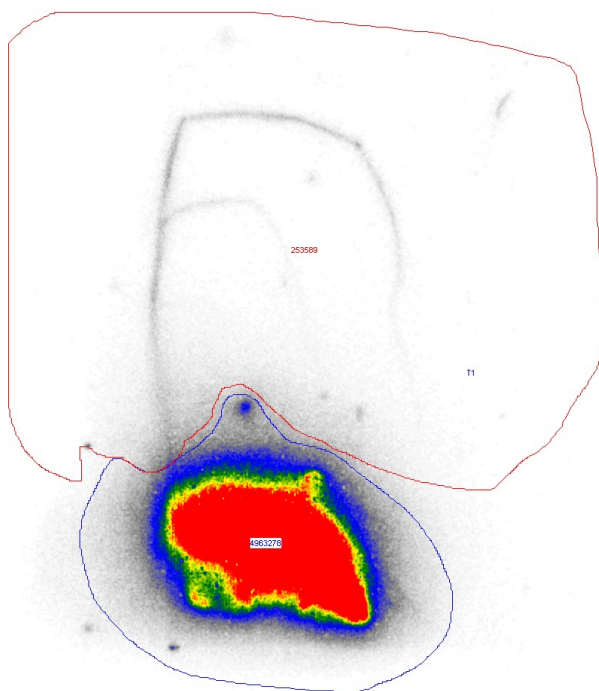
Aktivity jsou uvedené v imp.min^{-1} .

Tabulka 23 - Výsledky měření aktivity v rostlinách

Číslo kultivace	Aktivita v kořenech	Aktivita v nadzemní části	% v kořenech	% v nadzemní části
1	33481	2212	94	6
2	26882	1289	95	5
3	43900	2198	95	5
4	55148	2818	95	5
5	26749	1566	94	6
6	52643	4903	91	9
7	32681	1769	95	5
8	53763	4927	92	8

Měřeno programem InstantImager, aktivity jsou uvedené v imp.min^{-1} .

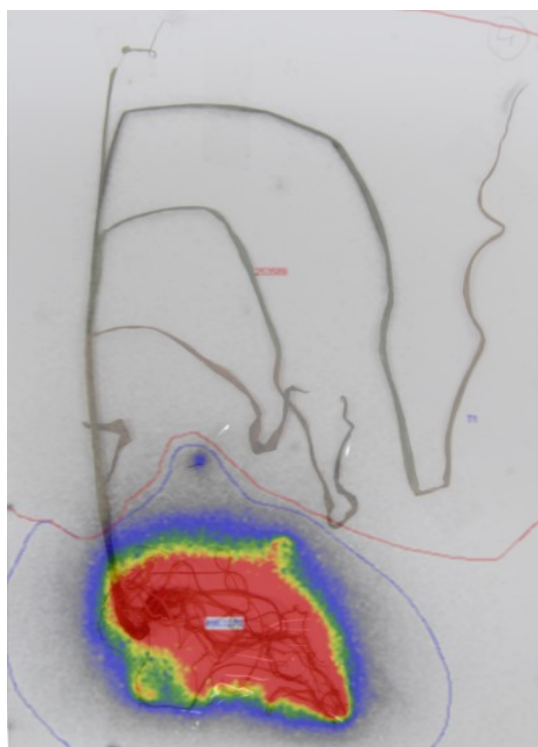
Rozložení aktivity v kultivaci 4



Kultivace 4



Spojené předešlé obrázky do jednoho



Obrázek 15 - Příklad rozložení aktivity v experimentu 2

5.1.3 Experiment s $^{223}\text{Ra}^{2+}$ s přidavkem EDTA

Při experimentu bylo při počátečním měření, naměřena průměrná hodnota pozadí $2663 \text{ imp.min}^{-1}$. Při konečném měření byla průměrná hodnota pozadí $2628 \text{ imp.min}^{-1}$. Vzorek byl připraven 25.4.2016 a jeho aktivita po přípravě byla $0,104 \text{ MBq}$ a obsahoval 1 ml vody

Datum experimentu: 26.4.2016 - 3.5.2016

Tabulka 24 - Počáteční hodnoty aktivit v experimentu

Číslo kultivace	Měření č.			Průměr
	1	2	3	
1	63493	64268	63921	63894
2	54961	55301	55363	55208
3	57945	58237	57844	58009
4	57432	57536	57638	57535
5	57777	58010	58810	58199

Měřeno scintilační sondou, aktivity jsou uvedené po odečtu hodnoty pozadí v imp.min^{-1} .

Tabulka 25 - Hodnoty koncových aktivit v experimentu

Číslo kultivace	Měření č.			Průměr
	1	2	3	
1	32012	31744	31429	31728
2	31269	31118	31367	31251
3	32786	32742	32748	32758
4	32709	32708	32389	32602
5	32038	32086	32080	32068

Měřeno scintilační sondou, aktivity jsou uvedené po odečtu hodnoty pozadí v imp.min^{-1} .

Tabulka 26 - Zachycená aktivita v rostlinách

Číslo kultivace	Měření č.			průměr
	1	2	3	
1	9473	10247	10335	10018
2	4641	5014	4806	4820
3	5074	5309	5046	5143
4	4816	4885	5270	4990
5	5712	5816	6345	5958

Aktivity jsou uvedené v imp.min^{-1} .

Tabulka 27 - Souhrnná tabulka experimentu

Číslo kultivace	Začátek	konec	zachyceno	procenta
1	63894	31728	10018	24
2	55208	31251	4820	14
3	58009	32758	5143	14
4	57535	32602	4990	13
5	58199	32068	5958	15

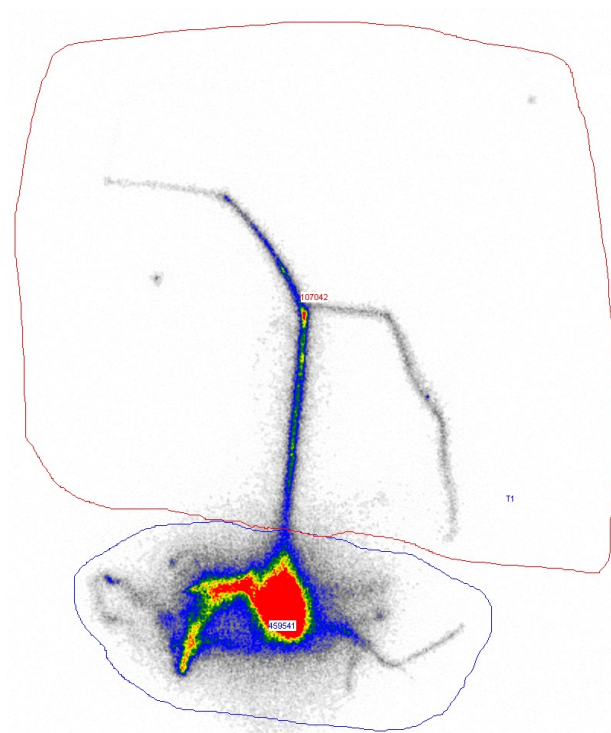
Aktivity jsou uvedené v imp.min^{-1} .

Tabulka 28 - Výsledky měření aktivity v rostlinách

Číslo kultivace	Aktivita v kořenech	Aktivita v nadzemní části	% v kořenech	% v nadzemní části
1	13454	8362	62	38
2	9680	6660	59	41
3	13849	3226	81	19
4	12598	3226	80	20
5	9362	4809	66	34

Měřeno programem InstantImager, aktivity jsou uvedené v imp.min^{-1} .

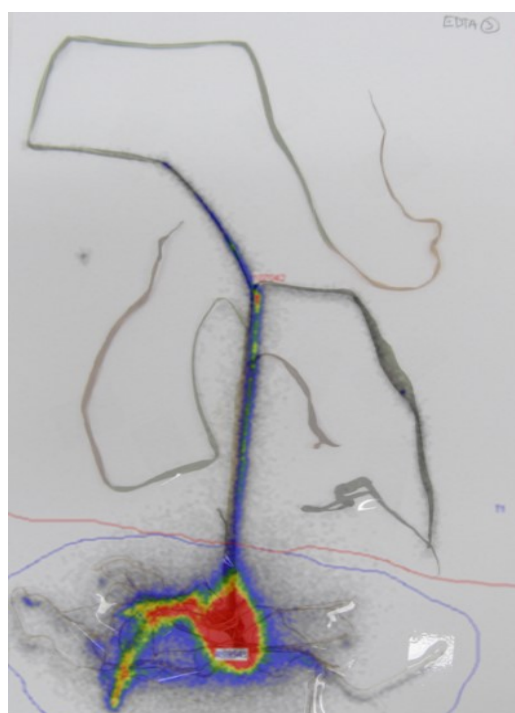
Rozložení aktivity v kultivaci 3



Kultivace 3



Spojené předešlé obrázky do jednoho



Obrázek 16 - Příklad rozložení aktivity v experimentu

5.1.4 Souhrn výsledků pro kukuřici setou

5.1.4.1 S nanočásticemi hydroxyapatitu

Experimenty byly prováděny dva. Z experimentu 1 vyplývá, že procentuální záchyt kontaminace nanočástic hydroxyapatitu s navázaným ^{223}Ra je $39 \pm 10 \%$ z toho $85 \pm 7 \%$ je zachyceno v kořenech a $15 \pm 7 \%$ je zachyceno v nadzemní části rostliny. V experimentu 2 bylo zjištěno, že procentuální záchyt kontaminace nanočástic hydroxyapatitu s navázaným ^{223}Ra je $32 \pm 8 \%$ z toho $90 \pm 5 \%$ je zachyceno v kořenech a $10 \pm 5 \%$ je zachyceno v nadzemní části rostliny

5.1.4.2 S nanočásticemi oxidu titaničitého

V experimentu 1 se rostliny neměřily, protože nebyly po týdnu experimentu v dobré kondici. Z hodnot, které se naměřily, vyplývá, že procentuální záchyt kontaminace nanočástic oxidu titaničitého s navázaným ^{223}Ra je $26 \pm 12 \%$. V experimentu 2 se již daly rostliny měřit pomocí přístroje instantimager. Z naměřených hodnot vyplývá, že procentuální záchyt kontaminace nanočástic oxidu titaničitého s navázaným ^{223}Ra je $34 \pm 11 \%$ z toho $94 \pm 1 \%$ je zachyceno v kořenech a $6 \pm 1 \%$ je zachyceno v nadzemní části rostliny

5.1.4.3 s $^{223}\text{Ra}^{2+}$ s přídavkem EDTA

Z provedeného experimentu vyplývá, že procentuální záchyt kontaminace ^{223}Ra je $16 \pm 5 \%$ z toho $70 \pm 9 \%$ je zachyceno v kořenech a $30 \pm 9 \%$ je zachyceno v nadzemní části rostliny. V porovnání s kontrolou (rostlina bez přídavku aditiva), která byla provedena v předchozí práci (hodnoty záchytu 73% z toho 95% kontaminace byla v kořenech a 5 % v nadzemní části) je zřejmé, že výrazně klesl záchyt kontaminace a zároveň výrazně stoupla translokace do nadzemní části rostliny.

5.2 Experimenty s ovsem setým (*Avena Sativa*)

5.2.1 Experiment s nanočásticemi hydroxyapatitu (HA)/²²³Ra

Při experimentu bylo při počátečním měření, naměřena průměrná hodnota pozadí 2591 imp.min⁻¹. Při konečném měření byla průměrná hodnota pozadí 2585 imp.min⁻¹. Vzorek byl připraven 24.5.2016, jeho aktivita byla po přípravě 0,078 MBq a obsahoval 1 ml vody a 3 mg nanočástic hydroxyapatitu

Datum experimentu: 24.5.2016 - 31.5.2016

Tabulka 29 - Počáteční hodnoty aktivit v experimentu

Číslo kultivace	Měření č.			Průměr
	1	2	3	
1	130386	130697	131551	130878
2	125400	125510	126126	125679
3	88108	88329	88154	88197
4	117748	118069	117487	117768
5	91607	91680	91918	91735
6	120275	119733	120821	120276
7	91437	91113	91313	91288
8	99314	98554	99706	99191

Měřeno scintilační sondou, aktivity jsou uvedené po odečtu hodnoty pozadí v imp.min⁻¹.

Tabulka 30 - Hodnoty koncových aktivit v experimentu

Číslo kultivace	Měření č.			Průměr
	1	2	3	
1	26337	26601	26471	26469
2	34110	33807	34482	34133
3	36647	36852	37623	37040
4	38192	38170	37679	38013
5	32798	32408	32542	32582
6	24739	24840	25154	24911
7	26716	26721	27093	26843
8	28667	28657	28917	28747

Měřeno scintilační sondou, aktivity jsou uvedené po odečtu hodnoty pozadí v imp.min^{-1} .

Tabulka 31 - Zachycená aktivita v rostlinách

Číslo kultivace	Měření č.			průměr
	1	2	3	
1	58853	58793	59481	59042
2	47823	48198	47925	47982
3	20920	20860	19974	20585
4	38741	38973	39084	38933
5	27055	27493	27515	27354
6	53845	53390	53787	53674
7	33026	32810	32568	32801
8	36222	35735	36228	36062

Aktivity jsou uvedené v imp.min^{-1} .

Tabulka 32 - Souhrnná tabulka experimentu

Číslo kultivace	Začátek	konec	zachyceno	procenta
1	130878	26469	59042	70
2	125679	34133	47982	58
3	88197	37040	20585	35
4	117768	38013	38933	51
5	91735	32582	27354	46
6	120276	24911	53674	68
7	91288	26843	32801	55
8	99191	28747	36062	56

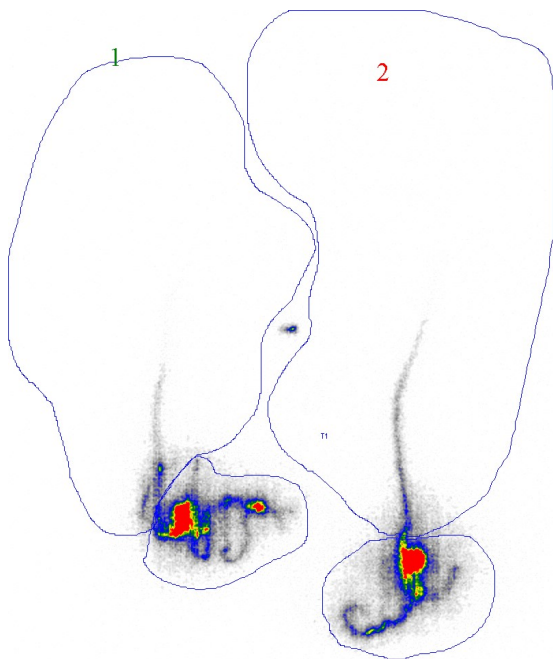
Aktivity jsou uvedené v imp.min^{-1} .

Tabulka 33 - Výsledky měření aktivity v rostlinách

Číslo kultivace	Aktivita v kořenech	Aktivita v nadzemní části	% v kořenech	% v nadzemní části
1	4063	640	86	14
2	4306	784	85	15
3	6398	878	88	12
4	7220	776	90	10
5	4416	704	86	14
6	10808	476	96	4
7	2819	806	78	22
8	7420	448	94	6

Měřeno programem InstantImager, aktivity jsou uvedené v imp.min^{-1} .

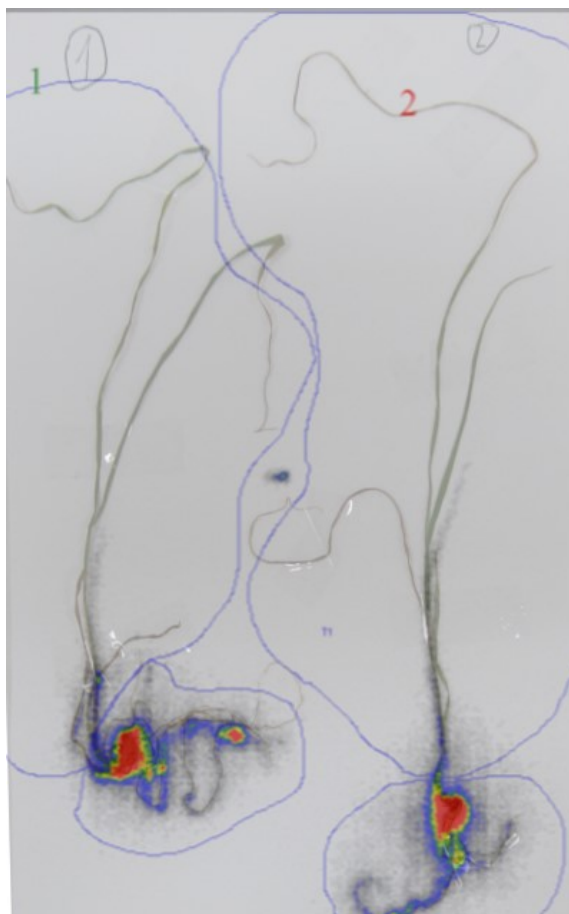
Rozložení aktivity v kultivaci 1 a 2



Kultivace 1 a 2



Spojené předešlé obrázky do jednoho



Obrázek 17 - Příklad rozložení aktivity v experimentu

5.2.2 Experimenty s nanočásticemi oxidu titaničitého/²²³Ra

Při experimentu 4.5.2016 – 11.5.2016 bylo při počátečním měření, naměřena průměrná hodnota pozadí 2523 imp.min⁻¹ a při konečném měření byla průměrná hodnota pozadí 2682 imp.min⁻¹. Vzorek byl připraven 25.4.2016, jeho aktivita byla po přípravě 0,104 MBq a obsahoval 1 ml vody a 3 mg nanočástic oxidu titaničitého

Při experimentu 8.6.2016 – 15.6.2016 bylo při počátečním měření, naměřena průměrná hodnota pozadí 2673 imp.min⁻¹ a při konečném měření byla průměrná hodnota pozadí 2622 imp.min⁻¹. Vzorek byl připraven 8.6.2016, jeho aktivita byla po přípravě 0,11 MBq a obsahoval 1 ml vody a 3 mg nanočástic oxidu titaničitého

Tyto experimenty jsou vyhodnocované spolu, protože v prvním experimentu byly pouze dvě rostliny

Datum experimentu: 4.5.2016 – 11.5.2016 a 8.6.2016 – 15.6.2016

Tabulka 34 - Počáteční hodnoty aktivit v prvním i druhém experimentu

Číslo kultivace	Měření č.			Průměr
	1	2	3	
4.5.2016 – 11.5.2016				
1	100694	102006	101892	101531
2	118347	118103	118502	118317
8.6.2016 – 15.6.2016				
1	167495	167602	167237	167445
2	155254	156071	155963	155763
3	154163	154720	155246	154710
4	153150	153056	154003	153403
5	150887	151923	152217	151676
6	173193	176048	176995	175412
7	190265	191689	191856	191270
8	179179	180333	179803	179772

Měřeno scintilační sondou, aktivity jsou uvedené po odečtu hodnoty pozadí v imp.min⁻¹.

Tabulka 35 - Hodnoty koncových aktivit v prvním i druhém experimentu

Číslo kultivace	Měření č.			Průměr
	1	2	3	
4.5.2016 – 11.5.2016				
1	54410	55469	55672	55184
2	41057	40993	40823	40958
8.6.2016 – 15.6.2016				
1	54739	54985	54781	54835
2	38624	38561	39017	38734
3	47357	47220	47488	47355
4	39596	40242	39885	39908
5	51476	51717	51358	51517
6	54082	54472	54332	54295
7	57110	57042	56499	56884
8	62338	62426	62356	62373

Měřeno scintilační sondou, aktivity jsou uvedené po odečtu hodnoty pozadí
v imp.min^{-1} .

Tabulka 36 - Zachycená aktivita v rostlinách

Číslo kultivace	Měření č.			průměr
	1	2	3	
4.5.2016 – 11.5.2016				
1	11380	11178	10901	11153
2	36267	36172	36602	36347
8.6.2016 – 15.6.2016				
1	54697	54521	54486	54568
2	62814	63411	62884	63036
3	53368	53869	53945	53727
4	60467	59760	60735	60321
5	47109	47544	48096	47583
6	59077	60552	61311	60313
7	67203	68201	68853	68086
8	54732	55398	55121	55083

Aktivity jsou uvedené v imp.min^{-1} .

Tabulka 37 - Souhrnná tabulka experimentu

Číslo kultivace	Začátek	konec	zachyceno	procenta
4.5.2016 – 11.5.2016				
1	101531	55184	11153	17
2	118317	40958	36347	47
8.6.2016 – 15.6.2016				
1	167445	54835	54568	50
2	155763	38734	63036	62
3	154710	47355	53727	53
4	153403	39908	60321	61
5	151676	51517	47583	49
6	175412	54295	60313	53
7	191270	56884	68086	55
8	179772	62373	55083	47

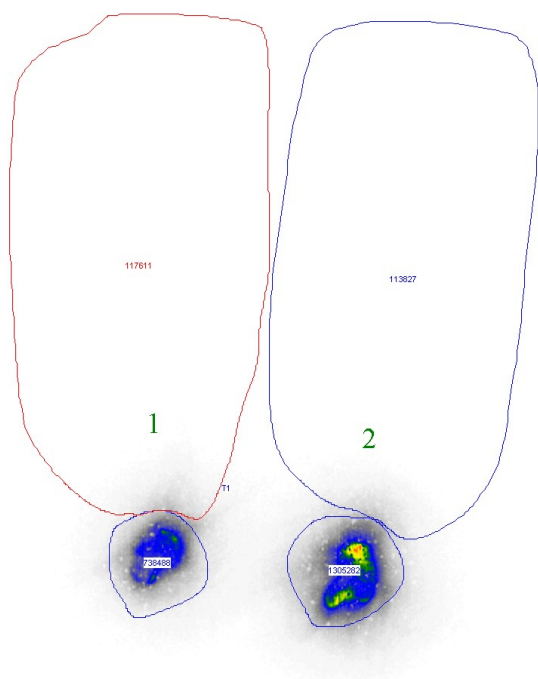
Aktivity jsou uvedené v imp.min^{-1} .

Tabulka 38 - Výsledky měření aktivity v rostlinách

Číslo kultivace	Aktivita v kořenech	Aktivita v nadzemní části	% v kořenech	% v nadzemní části
4.5.2016 – 11.5.2016				
1	15995	2548	86	14
2	28283	2466	92	8
8.6.2016 – 15.6.2016				
1	8788	867	91	9
2	22273	930	96	4
3	12617	1151	92	8
4	25769	1479	95	5
5	13959	1199	92	8
6	22506	1640	93	7
7	12809	1400	90	10
8	11506	1290	90	10

Měřeno programem InstantImager, aktivity jsou uvedené v imp.min^{-1} .

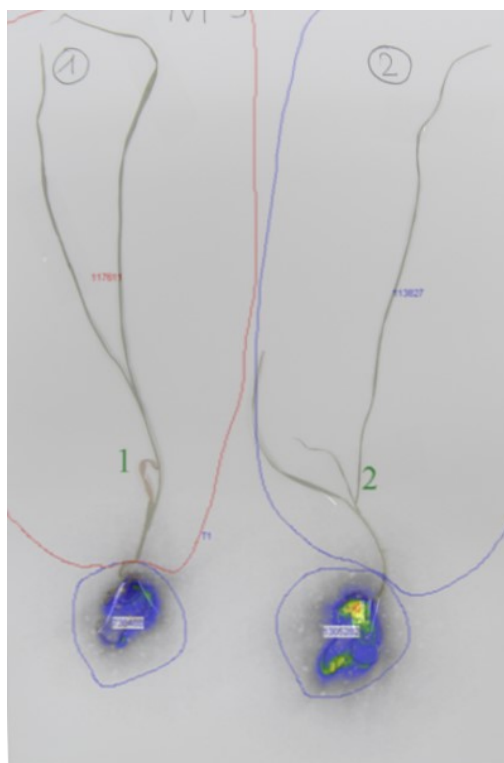
Rozložení aktivity v kultivaci 1 a 2
4.5.2016 – 11.5.2016



Kultivace 1 a 2
4.5.2016 – 11.5.2016

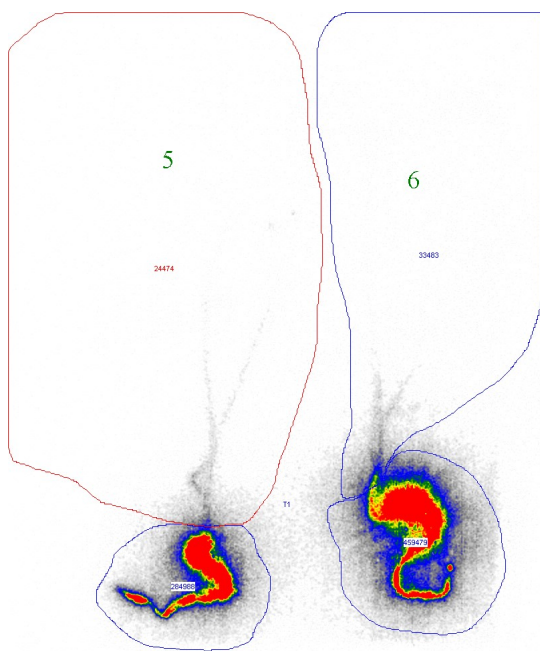


Spojené předešlé obrázky do jednoho



Obrázek 18 - Příklad rozložení aktivity v experimentu

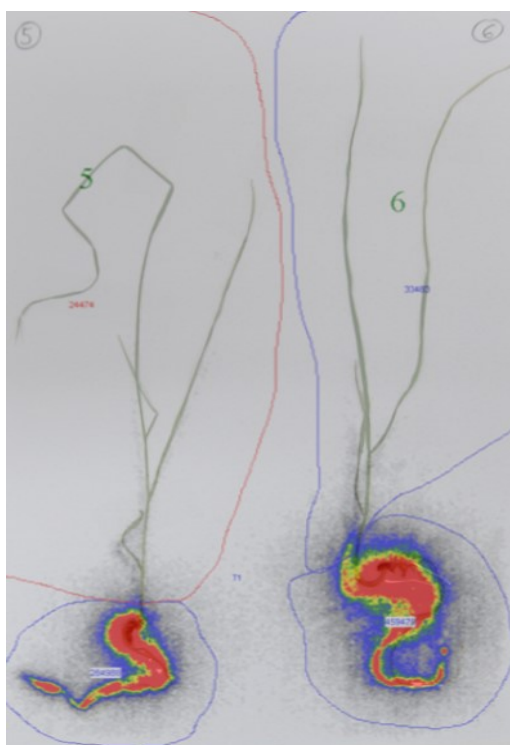
Rozložení aktivity v kultivaci 5 a 6
8.6.2016 – 15.6.2016



Kultivace 5 a 6
8.6.2016 – 15.6.2016



Spojené předešlé obrázky do jednoho



Obrázek 19 - Příklad rozložení aktivity v experimentu

5.2.3 Experiment s $^{223}\text{Ra}^{2+}$ s přídavkem EDTA

Při experimentu bylo při počátečním měření, naměřena průměrná hodnota pozadí $2523 \text{ imp.min}^{-1}$. Při konečném měření byla průměrná hodnota pozadí $2682 \text{ imp.min}^{-1}$. Vzorek byl připraven 25.4.2016, jeho aktivita byla po přípravě $0,099 \text{ MBq}$ a obsahoval 1 ml vody

Datum experimentu: 4.5.2016 - 11.5.2016

Tabulka 39 - Počáteční hodnoty aktivit v experimentu

Číslo kultivace	Měření č.			Průměr
	1	2	3	
1 K	88198	88906	88666	88590
2	94166	94310	94218	94231
3	88254	88037	88576	88289
4	89135	89231	89057	89141

Měřeno scintilační sondou, aktivity jsou uvedené po odečtu hodnoty pozadí v imp.min^{-1} .

Tabulka 40 - Hodnoty koncových aktivit v experimentu

Číslo kultivace	Měření č.			Průměr
	1	2	3	
1 K	26944	26989	26951	26961
2	39360	39442	39244	39349
3	40360	40888	40677	40642
4	36561	36808	36372	36580

Měřeno scintilační sondou, aktivity jsou uvedené po odečtu hodnoty pozadí v imp.min^{-1} .

Tabulka 41 - Zachycená aktivita v rostlinách

Číslo kultivace	Měření č.			průměr
	1	2	3	
1 K	30682	31099	30980	30920
2	22165	22177	22315	22219
3	17302	16632	17196	17043
4	21677	21493	21815	21661

Aktivita jsou uvedené v imp.min^{-1} .

Tabulka 42 - Souhrnná tabulka experimentu

Číslo kultivace	Začátek	konec	zachyceno	procenta
1 K	88590	26961	30920	53
2	94231	39349	22219	36
3	88289	40642	17043	30
4	89141	36580	21661	37

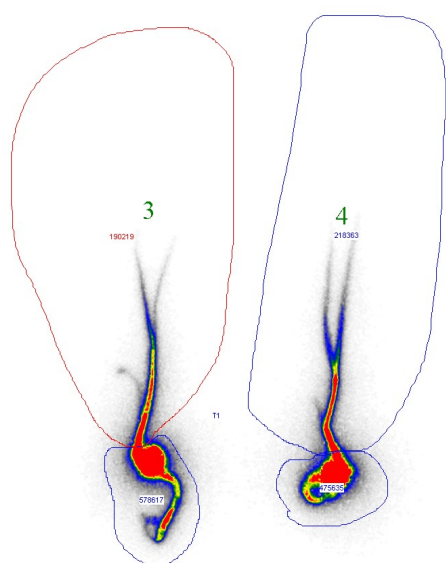
Aktivita jsou uvedené v imp.min^{-1} .

Tabulka 43 - Výsledky měření aktivity v rostlinách

Číslo kultivace	Aktivita v kořenech	Aktivita v nadzemní části	% v kořenech	% v nadzemní části
1 K	22091	3165	87	13
2	27237	8860	75	25
3	19086	6275	75	25
4	15689	7203	69	31

Měřeno programem InstantImager, aktivity jsou uvedené v imp.min^{-1} .

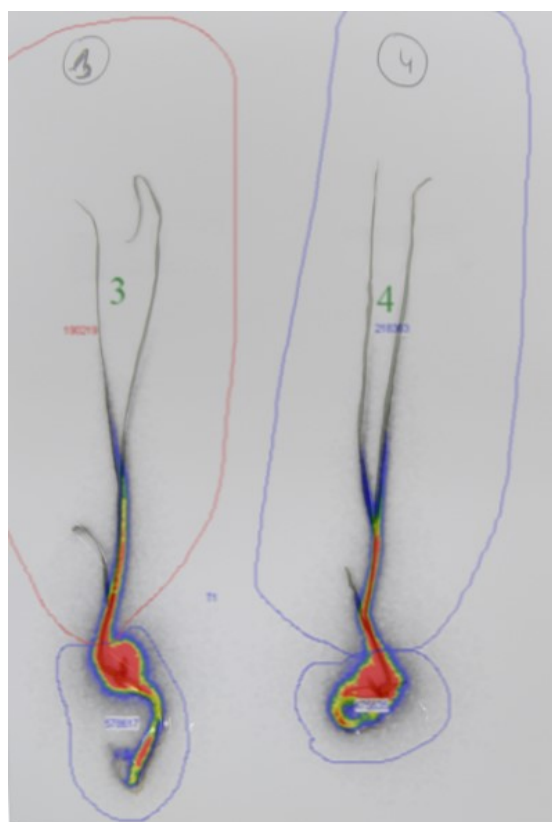
Rozložení aktivity v kultivaci 3 a 4



Kultivace 3 a 4



Spojené předešlé obrázky do jednoho



Obrázek 20 - Příklad rozložení aktivity v experimentu

5.2.4 Souhrn výsledků pro oves setý

5.2.4.1 S nanočásticemi hydroxyapatitu/ ^{223}Ra

Z provedeného experimentu vyplývá, že procentuální záchyt kontaminace nanočástic hydroxyapatitu s navázaným ^{223}Ra je $53 \pm 12 \%$ z toho $88 \pm 6 \%$ je zachyceno v kořenech a $12 \pm 8 \%$ je zachyceno v nadzemní části rostliny

5.2.4.2 S nanočásticemi oxidu titaničitého/ ^{223}Ra

Z provedeného experimentu vyplývá, že procentuální záchyt kontaminace nanočástic oxidu titaničitého s navázaným ^{223}Ra je $49 \pm 15 \%$ z toho $92 \pm 3 \%$ je zachyceno v kořenech a $8 \pm 3 \%$ je zachyceno v nadzemní části rostliny.

5.2.4.3 s $^{223}\text{Ra}^{2+}$ s přidavkem EDTA

Z provedeného experimentu vyplývá, že procentuální záchyt kontaminace ^{223}Ra je $39 \pm 5 \%$ z toho $77 \pm 4 \%$ je zachyceno v kořenech a $23 \pm 4 \%$ je zachyceno v nadzemní části rostliny. V porovnání s kontrolou je zřejmé, že přidáním EDTA se snížil záchyt kontaminace, na druhou stranu, ale přidáním EDTA do media došlo k vyšší translokaci do nadzemní části rostliny

5.3 Diskuse

V experimentech s ^{223}Ra ve formě dusičnanu s přidavkem EDTA v mediu, jsme prokázali, že přidavek EDTA snižuje záchyt kontaminace, ale výrazně zvyšuje translokaci kontaminace do nadzemní části rostliny. Z porovnání použitých rostlinných druhů je zřejmé, že vyšší záchyt studovaných iontů je u rostlin ovsa, než u kukuřice. Naše původní hypotéza byla, že přidavek EDTA zvýší záchyt studovaných iontů, což by odpovídalo běžné praxi, kdy jsou dokumentovány vyšší účinnosti záchytu iontů v přítomnosti komplexačního činidla [32]. Zajímavým je v tomto ohledu zvýšení translokace do nadzemních částí při současné inhibici kořenového záchytu při srovnání s kontrolním experimentem. Samotná inhibice je obtížně vysvětlitelná i se zahrnutím faktu, že EDTA stimulované záchyty jsou dokumentovány především u iontů těžkých kovů. I kdyby v mediu nedocházelo ke komplexaci, lze předpokládat pouze nezávislost fytoextrakce na přítomnosti aditiva. Snížení účinnosti by bylo sice možné vysvětlit kompeticí s absorpcí komplexů zbytkových mikroelementů z kultivačního media, nicméně inhibice je poměrně vysoká a neodpovídá extrakčním možnostem tak, jak vyplývá z kontrolních experimentů. Samotný vzestup translokace je na základě uvedených experimentů či literárních dat těžko vysvětlitelný.

V práci byla dále prokázána možnost záchytu nanočástic hydroxyapatitu, nebo oxidu titaničitého s navázaným ^{223}Ra kořenovým systémem sterilních kultur kukuřice seté a ovsa setého. Pokud porovnáme záchyt kontaminace u uvedených druhů, tak vyšší záchyt nanočástic hydroxyapatitu s navázaným ^{223}Ra byl prokázán u rostlin ovsa setého (53 % u ovsa a 39 % u kukuřice). U případu s nanočásticemi oxidu titaničitého byl i zde prokázán vyšší záchyt u ovsa setého (49% u ovsa a 26% u kukuřice). Pokud porovnáme translokaci radioaktivity v rostlině, tak zde mají rostliny hodnoty podobné.

Z dostupné literatury je zřejmé, že příjem nanočástic většinou výrazně negativně ovlivňuje růst [33] [34] [36], případně i vývoj rostliny [35] [36]. V našem případě nebyl výzkum zaměřen na ovlivnění růstu a vývoje rostlin, ale byl zaměřen pouze na záchyt nanočástic a možnou translokaci. Translokaci nanočástic nemůžeme potvrdit ani vyvrátit, vzhledem k tomu, že jsme měřili radioaktivitu rostliny a tedy nevíme, jestli aktivita, která byla naměřena, patří nanočásticím s navázaným ^{223}Ra nebo volným, iontům ^{223}Ra . V porovnání s literaturou [37] kde se zkoumaly účinky a záchyt

nanočástic CuO a CdS na rostlinách *Schoenoplectus tabernaemontani*, kde byl záchyt nanočástic u CuO v rozmezí 60 – 53 % a u CdS v rozmezí 15 - 13 %, můžeme říct, že záchyt nanočástic TiO₂ a hydroxyapatitu rostlinami *Avena sativa* je trochu nižší než u záchytu CuO rostlinami *Schoenoplectus tabernaemontani*. Stejně tak byl nalezen nižší záchyt u rostlin *Zea Mays*.

Vyhodnocení typu záchytu a translokace je obtížné zejména z toho důvodu, že pro záchyt nanočástic v kořenech rostlin není v současné době uvažován pouze průnik póry do kořenového systému. Při tomto zjednodušení by se posouzení redukovalo pouze na posouzení distribuce velikosti nanočástic v testovaném vzorku a velikosti pórů v kořenovém systému. Běžně se u kukuřice uvádí velikost pórů kolem 6 nm, tudíž všechny nanočástice větší než tato hodnota by byly pro rostlinu nedostupné. Samotná distribuce velikosti nanočástic, tak jak byly připraveny a případně charakterizovány, ovšem nedefinuje možnou dostupnost, neboť nanočástice samovolně agregují do větších klastrů a stanovit distribuci v průběhu vlastního experimentu obvykle není možné. Situaci s popisem záchytu nanočástic dále komplikuje fakt, že kromě prostupu póry byly prokázány i inkorporace větších nanočástic než je velikost pórů do kořenové hmoty což napovídá o možnosti komplikovanějších, často asistovaných, transportních dějů. Navíc se popisované mechanismy liší podle typu nanočástic. [21] K tomu přistupuje i možnost částečného uvolnění iontů radia, a to i v případě, kdy byla stanovována po přípravě nanočástic stabilita inkorporovaného radia a bylo prokázáno prakticky zanedbatelné vymývání radia z nanočásticového kompozitu. Stabilitní studie se provádí standardně ve fyziologickém roztoku, ve fytoextrakčním experimentu je nutné uvažovat i vylučování exsudátů z kořenového systému do media. Tyto mohou být z hlediska uvolňování iontů Ra podstatně aktivnější. Srovnání záchytu s výše uvedenou prací s nanočásticemi CdS a CuO je proto velmi orientační, už jen proto, že z hlediska chemických vlastností se jedná o značně rozdílné materiály.

I když z provedených experimentů a jejich výsledků vyplývá velké množství dalších, především teoretických otázek, je zřejmé, že rostliny jsou schopny extrahovat určité množství radioaktivity z použitých radiofarmak a lze je použít i k dočišťování odpadních vod z klinických i experimentálních pracovišť využívajících radiofarmaka. Na druhé straně zbytková množství radioaktivních látek eliminovaných pacienty po

ukončení terapie mohou představovat určité riziko kontaminace potravních řetězců, právě v důsledku prokázané translokace, ať již se jedná o radioaktivitu z původních nanočástic či uvolněné a translokované radioaktivní ionty.

6 Závěr

V práci byla studována možnost fytoextrakčního záchytu nanočástic hydroxyapatitu, nebo oxidu titaničitého s navázaným ^{223}Ra sterilními kulturami kukuřice seté a ovsu setého. Zároveň v práci byl znovu proveden experiment ovlivnění příjmu a translokace ^{223}Ra v podobě dusičnanu přidavkem EDTA, který se prováděl v práci bakalářské, ale jeho výsledky byly v rozporu s obvykle popisovaným zlepšením fytoextrakční účinnosti po přidání EDTA. Použité rostliny byly zvoleny z hlediska snadné praktické hydroponické kultivace ve smyslu fytoextrakční technologie a také z důvodu, že se jedná o kulturní rostliny, kde je vhodné zkoumat záchyt kontaminantů pro účely vyhodnocení kontaminace potravních řetězců. Záměrně byly také použity rostliny s odlišným metabolismem, aby bylo možné posoudit možnosti příslušných skupin rostlinných druhů.

V práci byla jednoznačně prokázána možnost extrakce nanočástic hydroxyapatitu, nebo oxidu titaničitého s navázaným ^{223}Ra a translokace radioaktivního materiálu do nadzemních částí rostlin. V tomto případě není zřejmé, jestli je ^{223}Ra ve formě nanočástic, nebo ve formě kationtu. V případě kukuřice s přidavkem nanočástic hydroxyapatitu s navázaným ^{223}Ra byl záchyt radioaktivního materiálu 35 % z toho 87 % bylo zachyceno v kořenech a 13 % v nadzemní části. V případě přidavku nanočástic oxidu titaničitého s navázaným ^{223}Ra o byl záchyt radioaktivního materiálu 30 % z toho 94 % bylo zachyceno v kořenech a 6 % v nadzemní části. Vyšší hodnoty záchytu byly zjištěny u ovsu. Zde v případě hydroxyapatitu byl záchyt radioaktivního materiálu 53 % z toho 88 % bylo zachyceno v kořenech a 12 % v nadzemní části. U přidavku nanočástic oxidu titaničitého s navázaným ^{223}Ra byl záchyt radioaktivního materiálu 49 % z toho 92 % kontaminace je zachyceno v kořenech a 8 % v nadzemní části.

V práci byl také opakován experiment s ^{223}Ra ve formě dusičnanu s přidavkem EDTA v mediu, který byl prováděn v rámci bakalářské práce. Experiment byl opakován z důvodu uvedeného výše. U kukuřice byl záchyt radioaktivního materiálu 16 % z toho 70 % kontaminace bylo zachyceno v kořenech a 30 % v nadzemní části. U ovsu byl záchyt radioaktivního materiálu 39 % z toho 77 % bylo zachyceno v kořenech a 23 % v nadzemní části. Obecně známá hypotéza se v našem případě znovu nepotvrdila, protože z výsledků je zřejmé, že záchyt radioaktivního materiálu je výrazně nižší.

Z uvedeného vyplývá nutnost dočišťování odpadů z pracovišť využívajících radiofarmaka uvedeného typu a rovněž možnost kontaminace potravních řetězců v případě průniku radioaktivity do životního prostředí.

7 Literatura

- [1] <http://www.isvav.cz/index.html?rowId=TA03010027> staženo dne 13.6.2016.
- [2] http://www.unscear.org/docs/reports/1993/1993a_pages%201-30.pdf staženo dne 13.6.2016.
- [3] Koprda, V.: Vnútorná kontaminácia radioaktívnymi látkami. - Veda, Bratislava 1986.
- [4] Kočí, V., Mocová, K.: Ekotoxikologie pro chemiky. 1st ed. - Vydavatelství VŠCHT Praha, P. 021. ISBN 978-80-7080-699-9.
- [5] Vandenhove H. Eyckans, T. Van Hess, M.: *Journal of enviromnetal radioactivity*, **2005**, *81*, 255-267.
- [6] Vyhláška č. 184/1997 Sb. Státního úřadu pro jadernou bezpečnost o požadavcích na zajištění radiační ochrany.
- [7] https://www.sujb.cz/fileadmin/sujb/docs/legislativa/vyhlaskey/307_po_novele.pdf
- [8] Hála, Jiří.: Radioaktivita, ionizující záření, jaderná energie. - Brno: Konvoj. ISBN 80-856-1556-8.
- [9] http://www.geology.cz/demo/cd_geocr500/stranky/m_radiometricka.html staženo dne 15.6.2016.
- [10] http://www.geology.cz/demo/cd_geocr500/stranky/p_radiometricka.html staženo dne 15.6.2016.
- [11] Vyhláška č. 184/1997 Sb. Státního úřadu pro jadernou bezpečnost o požadavcích na zajištění radiační ochrany.
- [12] <http://astronuklfyzika.cz/JadRadFyzika4.htm> staženo dne 11.7.2016.
- [13] Powsner, Rachel A.: Essential Nuclear Medicine Physics. - USA: Blackwell Publishnig, Inc., 2006. ISBN-13: 978-1-4051-0484-5.
- [14] <https://www.drugs.com/mmx/fludeoxyglucose-f-18.html> staženo dne 12.7.2016.

- [15] [http://www.ema.europa.eu/docs/cs_CZ/document_library/EPAR -
_Product_Information/human/002653/WC500156172.pdf](http://www.ema.europa.eu/docs/cs_CZ/document_library/EPAR_-_Product_Information/human/002653/WC500156172.pdf) staženo dne 13.7.2016.
- [16] <https://www.drugs.com/pro/technetium-tc-99m-sestamibi.html> staženo dne 12.7.2016
- [17] <https://apps.odok.cz/attachment/-/down/VPRAA6LG3QZ3> staženo 15.6.2016.
- [18] Soudek P., Petrová Š., Benešová D., Koryta J., Vaněk T.: *Chemické listy* **2008**, *102*, 346-352.
- [19] Šlechtová M.: *Využití rostlinných biotechnologií k odstraňování farmak ze životního prostředí*, Diplomová práce, UK Praha, 2010.
- [20] Goyal J., Antonrakis E.S.: *Cancer letters*, **2012**, 323, 135-146.
- [21] Rico C.M., Majumdar S., Duarte-Gardea M., Peralta-Videa J.R., Gardea-Torresdey J.L.: *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **2011**, 59, 3485–3498.
- [22] http://www.lekopis.cz/Kap_6_2_3.htm staženo dne 12.7.2016.
- [23] Kupka, K., Kubinyi J., Šámal M., et al.: *Nukleární medicína*. 1. vydání. - P3K, 2006, ISBN 978-80-903584-9-2.
- [24] <http://www.pet-spect.fbmi.cvut.cz/pet/index.php/zakladni-princip.html> staženo dne 12.7. 2016.
- [25] <http://www.pet-spect.fbmi.cvut.cz/spect/index.php/zakladni-princip.html> staženo dne 12.7.2016.
- [26] <http://astronuklfyzika.cz/DetekceSpektrometrie.htm> staženo dne 26.6.2016.
- [27] <http://www.pf.jcu.cz/stru/katedry/fyzika/prof/Svadlenkova/Scintilacni%20detektory.pdf> staženo dne 26.6.2016.
- [28] Del Guerra, A.: *Ionizing radiation detectors for medical imaging*. - Hackensack, NJ: World Scientific Pub., 2004. ISBN 98-123-8674-2.

[29] Shermka, J. Fried, B.: Handbook of thin-layer chromatography. 2nd ed., rev. and expanded. New York: Marcel Dekker, - Chromatographic science, 1996, ISBN 08-247-9454-0.

[30] Zhang S., Zhong H., Sticklen M. B.: *Plant Physiology*, **1996**, 148, 667-671.

[31] Murashige T.; Skoog F.: *Physiolgia Plantarum*, **1962**, 15, 473-497.

[32] Wang H., Lu S. , Li H., Yao Z.: *Journal of Environmental Sciences*, **2007**, 19, 1496–1499.

[33] Rao S., Shekhawat G.S.: *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **2014**, 2, 105–114.

[34] Zhang D., Hua T., Xiao F., Chen Ch., Gersberg R. M., Liu Y., Stuckey D., Tan S. K.: *Chemosphere*, **2015**, 120, 211–219.

Vývoj

[35] Lin D. , Xing B.: *Environmental Pollution*, **2007**, 150, 243-250.

[36] Song U., Jun H., Waldman B., Roh J., Kim Y., Yi J., Lee E. J.: *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **2013**, 93, 60–67.

[37] Zhang D., Hua T., Xiao F., Chen Ch., Gersberg R. M., Liu Y., Ng W. J., Tan S. K.: *Ecological Engineering*, **2014**, 70, 114–123.

8 Seznam obrázků

- Obrázek 1 - Možnosti ozáření člověka z hlediska vnitřního i vnějšího ozáření [3]
- Obrázek 2 - Dávkový příkon z γ záření zemského povrchu v ČR. Radiační mapa geologického ústavu ČR [9]
- Obrázek 3 - Schéma radionuklidového generátoru $^{99}\text{Mo}/^{99\text{m}}\text{Tc}$ [12]
- Obrázek 4 - Schéma radionuklidového generátoru $^{81}\text{Rb}/^{81\text{m}}\text{Kr}$ [12]
- Obrázek 5 - Vzorec ^{18}F -fluorodeoxyglukósy
- Obrázek 6 - Vzorec $^{99\text{m}}\text{Tc}$ -SESTAMIBI
- Obrázek 7 - Rozpadový diagram ^{223}Ra [15]
- Obrázek 8 - Příjem, biotransformace a translokace různých nanočástic [21]
- Obrázek 9 - Popis cest příjmu nanočástic rostlinnou buňkou [21]
- Obrázek 10 - Princip funkce scintilačního detektoru [26]
- Obrázek 11 - Druhy dynodového uspořádání ve fotonásobiči [26]
- Obrázek 12 - Schéma přístroje InstatImager
- Obrázek 13 - Příklad rozložení aktivity v kultivaci 1
- Obrázek 14 - Příklad rozložení aktivity v kultivaci 2
- Obrázek 15 - Příklad rozložení aktivity v experimentu 2
- Obrázek 16 - Příklad rozložení aktivity v experimentu
- Obrázek 17 - Příklad rozložení aktivity v experimentu
- Obrázek 18 - Příklad rozložení aktivity v experimentu
- Obrázek 19 - Příklad rozložení aktivity v experimentu
- Obrázek 20 - Příklad rozložení aktivity v experimentu

9 Seznam tabulek

- Tabulka 1 - Ozáření člověka z přírodních a umělých zdrojů ionizujícího záření [1]
- Tabulka 2 - Rozdělení radionuklidů podle celkového rizika radionuklidu
- Tabulka 3 - Směrné a limitní hodnoty měrné aktivity ^{226}Ra pro stavení materiály [11]
- Tabulka 4 - Limitní objemové aktivity přírodních radionuklidů ve vodě [3]
- Tabulka 5 - Počáteční hodnoty aktivit v prvním experimentu
- Tabulka 6 - Hodnoty koncových aktivit v prvním experimentu
- Tabulka 7 - Zachycená aktivita v rostlinách
- Tabulka 8 - Souhrnná tabulka experimentu
- Tabulka 9 - Výsledky měření aktivity v rostlinách
- Tabulka 10 - Počáteční hodnoty aktivit v druhém experimentu
- Tabulka 11 - Hodnoty koncových aktivit v druhém experimentu
- Tabulka 12 - Zachycená aktivita v rostlinách
- Tabulka 13 - Souhrnná tabulka experimentu
- Tabulka 14 - Výsledky měření aktivity v rostlinách
- Tabulka 15 - Počáteční hodnoty aktivit v prvním experimentu
- Tabulka 16 - Hodnoty koncových aktivit v prvním experimentu
- Tabulka 17 - Zachycená aktivita v rostlinách
- Tabulka 18 - Souhrnná tabulka experimentu
- Tabulka 19 - Počáteční hodnoty aktivit v druhém experimentu
- Tabulka 20 - Hodnoty koncových aktivit v druhém experimentu
- Tabulka 21 - Zachycená aktivita v rostlinách
- Tabulka 22 - Souhrnná tabulka experimentu
- Tabulka 23 - Výsledky měření aktivity v rostlinách
- Tabulka 24 - Počáteční hodnoty aktivit v experimentu
- Tabulka 25 - Hodnoty koncových aktivit v experimentu
- Tabulka 26 - Zachycená aktivita v rostlinách
- Tabulka 27 - Souhrnná tabulka experimentu
- Tabulka 28 - Výsledky měření aktivity v rostlinách
- Tabulka 29 - Počáteční hodnoty aktivit v experimentu
- Tabulka 30 - Hodnoty koncových aktivit v experimentu
- Tabulka 31 - Zachycená aktivita v rostlinách

Tabulka 32 - Souhrnná tabulka experimentu

Tabulka 33 - Výsledky měření aktivity v rostlinách

Tabulka 34 - Počáteční hodnoty aktivit v prvním i druhém experimentu

Tabulka 35 - Hodnoty koncových aktivit v prvním i druhém experimentu

Tabulka 36 - Zachycená aktivita v rostlinách

Tabulka 37 - Souhrnná tabulka experimentu

Tabulka 38 - Výsledky měření aktivity v rostlinách

Tabulka 39 - Počáteční hodnoty aktivit v experimentu

Tabulka 40 - Hodnoty koncových aktivit v experimentu

Tabulka 41 - Zachycená aktivita v rostlinách

Tabulka 42 - Souhrnná tabulka experimentu

Tabulka 43 - Výsledky měření aktivity v rostlinách

10 Seznam rovnic

Rovnice 1 - Definice efektivního poločasu

Rovnice 2 - Proudové zesílení jedné dynody

Rovnice 3 - Zesílení ve fotonásobiči

Rovnice 4 - Výpočet teoretické aktivity, která by byla v experimentu bez použití rostlin

11 Seznam použitých zkratk

ČOV – čistírna odpadních vod

EDTA – kyselina ethylendiamintetraoctová

UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on Effects of Atomic Radiation

RES – retikuloepiteliální systém

PET – Positron Electron Tomography

SPECT – Single-Photon Emission Computed Tomography

II – Instant Imager

MWPC – MultiWire Proportional Chamber

MICAD – MicroChannel Array Detector (MICAD)

HA - hydroxyapatit